D.K. McNicol
B.E. Bendell
R.K. Ross

Studies of the effects of acidification on aquatic wildlife in Canada: waterfowl and trophic relationships in small lakes in northern Ontario

Environment Canada Environnement
0016388A VOL ISS 62 1987
E/C # 001
SH 471 C33
OCCASIONAL PAPER (CANADIAN WILDLIFE
SERVICE)
OOFF

Occasional Paper
Number 62
Canadian Wildlife Service

Environment Canada
Environnement Canada

Canadian Wildlife Service
Service canadien de la faune

D.K. McNicol*
B.E. Bendell*
R.K. Ross*

Studies of the effects of acidification on aquatic wildlife in Canada: waterfowl and trophic relationships in small lakes in northern Ontario

Occasional Paper
Number 62
Canadian Wildlife Service

Disponible également en français

*CWS (Ontario Region),
1725 Woodward Drive,
Ottawa, Ont. K1A 0H3

Published under the authority of the
Minister of Environment
Canadian Wildlife Service

©Minister of Supply and Services Canada 1987
Catalogue No. CW69-1/62E
ISBN 0-662-15213-1
ISSN 0576-6370

Contents

8 Acknowledgements

9 **Abstract**

11 **Foreword**

12 **Introduction**

14 Acid deposition in Ontario

16 **Study framework**

17 **Study areas**

17 1. Description of the Ranger Lake study area

18 2. Description of the Wanapitei study area

18 2.1. Atmospheric deposition and lake acidification

19 2.2. Geomorphology and hydrology

20 **Methods**

20 1. Aerial survey design and schedule

20 1.1. Systematic surveys

20 1.2. Selective surveys

21 1.3. Habitat description

21 1.4. Field procedure

21 1.5. Timing

21 1.6. Data analysis

21 2. Limnology, waterfowl utilization and trophic studies

21 2.1. Pilot studies (1980–82)

22 2.2. Water quality

22 2.3. Habitat description

22 2.4. Minnow sampling

22 2.5. Aquatic invertebrate sampling

23 2.6. Waterfowl surveys

23 **Results and discussion**

23 1. Waterfowl breeding distribution in north-eastern Ontario

23 1.1. General patterns

25 1.2. Temporal variability in waterfowl abundance

25 1.3. Waterfowl distribution in the study areas

26 2. Description of lake environments

26 2.1. Factor analysis

28 2.2. Geochemistry and bedrock sensitivity

34 2.3. Organic acidity of surface waters

35 3. Biological response to lake acidification

35 3.1. Fish community structure

36 3.2. Fish community structure and lake acidification

38 3.3. Macroinvertebrates and lake acidification

43 3.4. Lake characteristics and waterfowl habitat selection

48 **Conclusions**

48 1. Waterfowl populations in north-eastern Ontario

48 2. Patterns of lake acidification

49 3. Testing of hypothesis

51 **Appendices**

70 **Literature cited**

List of tables

20 Table 1. Schedules for coverage of systematic survey blocks

22 Table 2. Lake morphometry parameters used in study lake selection, expressed as medians with range in parentheses

23 Table 3. Breeding densities of waterfowl in the eight blocks surveyed in north-eastern Ontario, expressed as mean density and standard deviation of indicated pairs per 100 km^2

25 Table 4. Inter-year comparison of waterfowl survey results from three blocks in north-eastern Ontario, expressed as mean density of indicated pairs per 100 km^2

25 Table 5. Comparison among four years of waterfowl surveys of 43 plots in the Ranger Lake area, expressed as mean density of indicated pairs per 100 km^2

27 Table 6. Summary statistics for 31 chemical and physical parameters in lakes sampled in the Ranger Lake and Wanapitei study areas in 1983, according to bedrock sensitivity groups

28 Table 7*a*. Principal factor analysis output for 123 lakes in the Ranger Lake and Wanapitei study areas

28 Table 7*b*. Principal factor analysis output for 54 lakes in the Wanapitei study area

29	Table 7*c*. Principal factor analysis output for 69 lakes in the Ranger Lake study area
30	Table 8. Comparison of average nutrient levels and nutrient ratios in study lakes, including the Sudbury Environmental Study lakes, according to bedrock sensitivity groups
32	Table 9. Comparison of average concentrations and percentage composition of major ions, according to bedrock sensitivity groups
33	Table 10. Comparison of average trace metal levels in study lakes
36	Table 11. The number and percentage of lakes occupied by non-game fish species and families in the Ranger Lake and Wanapitei study areas
36	Table 12. Number of occurrences of each cyprinid species among 58 lakes in the Ranger Lake study area, proportion of those occurrences with (other) stream species, expected proportion if occurrences were random with respect to (other) stream species, and chi-squared tests of independence of occurrence of each species with (other) stream species
38	Table 13. Differences between the average occurrence of major fish assemblage types and individual factor scores in the two study areas combined, tested by studentized *t*-test procedures
39	Table 14. Presence of major insect taxa in sweep net samples from 18 lakes in the Ranger Lake study area
40	Table 15. Presence of major insect taxa in sweep net samples from 18 lakes in the Wanapitei study area
43	Table 16. Differences in the number and percentage of lakes occupied by seven waterfowl species and combined taxonomic groups in the Ranger Lake and Wanapitei study areas, expressed as indicated nesting pairs, combined adult and/or brood sightings during the brood-rearing period, and brood sightings only, tested using chi-squared tests of independence or Fisher exact probability test
43	Table 17. The number and percentage of lakes occupied by indicated nesting pairs and broods of seven waterfowl species and combined taxonomic groups in the Ranger Lake and Wanapitei study areas, as well as ratios of brood versus indicated nesting pair occupancy
44	Table 18. Differences between the average occurrence of (i) indicated nesting pairs during the nest-initiation period, and (ii) combined adult and/or brood sightings during the brood-rearing period, and individual factor scores for seven waterfowl species and combined taxonomic groups in the two study areas combined, tested by studentized *t*-test procedures
46	Table 19. Relationships between the distribution of individual waterfowl species, environmental factors and fish occurrence in the two study areas combined as examined using a stepwise variable selection process
52	Table I. Components of pilot studies conducted in the Ranger Lake area between 1980 and 1982
53	Table II. Differences of selected chemical parameters between surface (0–1 m) and deep (>1 m) water samples collected on 14 lakes in the Ranger Lake area during the spring run-off period in 1981, tested using paired *t*-tests
55	Table III. Comparison of chemical and physical parameters for 36 lakes sampled in the Ranger Lake area in 1981, according to fish assemblage types
57	Table IV. The occurrence of aquatic invertebrate taxa in sweep net samples collected in 10 lakes in the Ranger Lake area in 1981, recorded as scores out of 20 samples from each lake
58	Table V. The occurrence of aquatic invertebrate taxa in Ekman dredge samples collected in 10 lakes in the Ranger Lake area in 1981, recorded as scores out of 30 samples from each lake
59	Table VI. The occurrence of aquatic invertebrate taxa collected in individual emergence traps in 10 lakes in the Ranger Lake area during the period 23–25 June to 22–27 July 1981
60	Table VII. Aquatic vascular plants in 34 lakes in the Ranger Lake area in 1981 scored out of 10 littoral quadrat samples
61	Table VIII. The occurrence and relative abundance of floating-leaved and submerged aquatic vascular plants in 34 lakes in the Ranger Lake area in 1981

List of figures

12 Figure 1. Diagram illustrating the probable pathway of effects of, and biological response to, the acidification of surface waters

13 Figure 2. Diagram illustrating the complexity of habitat selection parameters which influence waterfowl reproductive success

15 Figure 3. Maps of Ontario illustrating (*a*) precipitation amount-weighted mean annual pH in 1980; (*b*) mean annual wet sulphate deposition showing outline of Precambrian Shield and geologically sensitive areas which contain surface waters at risk from acidification; (*c*) percentage of lakes and streams with moderate to low alkalinity by county or district; and (*d*) density of small lakes by secondary watershed units

17 Figure 4. Map of north-eastern Ontario showing the location of the eight systematic survey blocks and the Ranger Lake special block, the Ranger Lake and Wanapitei study areas, and the Turkey Lakes Watershed calibrated basin

18 Figure 5. Map of the Wanapitei study area showing the outline of the 12 townships used in selective surveys and the location and lake pH class of study lakes in relation to the bedrock sensitivity groups

24 Figure 6. Breeding densities of eight common waterfowl species and combined taxonomic groups in the eight blocks surveyed in north-eastern Ontario, expressed as mean density of indicated pairs per 100 km^2

24 Figure 7. Dendrogram produced by TWINSPAN illustrating major associations of waterfowl species from systematic surveys conducted in the eight blocks in north-eastern Ontario, and depicting the relative numbers of indicated pairs breeding in geologically sensitive areas receiving wet sulphate deposition in excess of 10 $kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$

26 Figure 8. Breeding densities of six common waterfowl species in lakes of various size classes in the two study areas combined, expressed as the number of indicated pairs per kilometre of shoreline

26 Figure 9. Diagram illustrating the results of the principal factor analysis on the combined Ranger Lake and Wanapitei data set

29 Figure 10. Comparisons among bedrock sensitivity groups for each of the four factors, illustrated by the 95% confidence intervals about the average factor scores

30 Figure 11. Comparison between lake pH distributions in the Ranger Lake and Wanapitei study areas

30 Figure 12. The linear relationship between the percentage composition of bicarbonate versus excess sulphate anions in polluted and unpolluted fresh waters in eastern North America and comparisons among bedrock sensitivity groups in the present study

31 Figure 13. Least squares regression between alkalinity and the sum of calcium and magnesium content for bedrock sensitivity groups

33 Figure 14. Relationship between lake pH and total aluminum levels by bedrock sensitivity groups

34 Figure 15. Comparison between the distributions of water colour in littoral samples collected in the Ranger Lake and Wanapitei study areas during midsummer of 1984

35 Figure 16. The percentage composition and concentrations of major ions by bedrock sensitivity groups, and comparisons between two estimates of organic anion concentrations

37 Figure 17. Range and 95% confidence intervals about the mean lake pH of major fish assemblage types in the Ranger Lake and Wanapitei study areas

37 Figure 18. Distribution of individual fish species occurrences in relation to lake pH in the Ranger Lake and Wanapitei study areas

38 Figure 19. Patterns of association among major fish assemblage types in the Ranger Lake and Wanapitei study areas, as depicted by their average scores on three environmental factors

39 Figure 20. Mean log of drainage area for each of the major cyprinid taxa in the Ranger Lake study area compared with the overall mean

40 Figure 21. Lake pH versus first axis correspondence analysis scores (DECORANA) calculated on presence–absence data for 31 insect taxa in lakes with and without fish in the Ranger Lake study area

41 Figure 22. Lake pH versus first axis correspondence analysis scores (DECORANA) calculated on presence–absence data for 27 insect taxa in lakes with and without fish in the Wanapitei study area

41 Figure 23. First axis correspondence analysis scores (DECORANA) calculated on presence–absence data for 37 insect taxa in lakes in the Ranger Lake and Wanapitei study areas

42 Figure 24. Log abundance of (*a*) all aquatic insects, (*b*) nekton, and (*c*) Gerridae in the Ranger Lake and Wanapitei study areas

45 Figure 25. Comparison between average scores on the three environmental factors for indicated nesting pairs and adult and/or brood sightings during the brood-rearing period for six waterfowl species in the two study areas combined

45 Figure 26. Comparison of adult and/or brood sightings during the brood-rearing period in the two study areas combined, in relation to the occurrence of fish

46 Figure 27. Patterns of association in the two study areas combined among average scores on the three environmental factors for adult and/or brood sightings during the brood-rearing period and major fish assemblage types

47 Figure 28. Brood to indicated nesting pair occupancy ratios for three major waterfowl groups in the Ranger Lake and Wanapitei study areas

52 Figure I. The frequency of occurrence of lakes in the VIXEN and GONG study areas in 1981, by size and alkalinity classes

53 Figure II. Comparison of seasonal and spatial differences in mean lake pH, conductivity and alkalinity of samples collected in the VIXEN and GONG study areas in 1980 and 1981

54 Figure III. The distribution, relative abundance and assemblage classifications of eight common and six uncommon fish species in 28 lakes in the Ranger Lake area in 1981

54 Figure IV. Cluster dendrogram on average distance dissimilarity values, using Ward's method of agglomeration, for aquatic insect taxa in sweep net samples collected in six lakes with fish and four lakes without fish in the Ranger Lake area in 1981

55 Figure V. Relationship between the number of fish species and the number and log abundance of aquatic invertebrate taxa in sweep net samples collected in 10 lakes in the Ranger Lake area in 1981

56 Figure VI. Relationship between the number of fish species and the number of aquatic vascular plant taxa in 34 lakes sampled in the Ranger Lake area in 1981, according to fish assemblage types

56 Figure VII. Comparison between lakes with and without fish of indicated nesting pair estimates, adult and/or brood sightings during the brood-rearing period and brood sightings only for lakes surveyed in the Ranger Lake area in 1981

List of appendices

51 Appendix 1. Sensitivity of bedrock and derived soils to acid precipitation in the Ranger Lake and Wanapitei study areas

51 Appendix 2. Summary of counts and measurements of lakes by watershed unit and size class for major watersheds in the present study

52 Appendix 3. Summary of sampling methods and results of pilot studies conducted in the Ranger Lake area between 1980 and 1982

52 1. Methods

52 1.1. Lake bathymetry

52 1.2. Water quality

52 1.3. Ekman sampling

52 1.4. Emergence trap sampling

52 1.5. Shoreline vegetation

52 1.6. Waterfowl surveys

52 2. Results

52 2.1. Lake physiography and water quality

53 2.2. Biological studies

53 2.2.1. Minnow trap sampling

53 2.2.2. Aquatic invertebrate sampling

54 2.2.3. Littoral vegetation

54 2.2.4. Waterfowl surveys

62 Appendix 4. Summary of the procedures and principal equipment used in water chemical determinations

63 Appendix 5. Annotated list of waterfowl species in the survey region

64 Appendix 6. Indicated nesting pair occupancy frequencies for (*a*) the Common Loon, (*b*) combined Mallard/Black Ducks, (*c*) the Ring-necked Duck, (*d*) the Common Goldeneye, (*e*) the Hooded Merganser, and (*f*) the Common Merganser in the Ranger Lake and Wanapitei study areas, in relation to selected habitat parameters

67 Appendix 7. Chemical composition of fresh waters in unpolluted and polluted areas of Scandinavia and eastern North America, including median estimates from the present study, according to bedrock sensitivity groups

68 Appendix 8. Major fish species and numbers taken with wire minnow traps at (*a*) Ranger Lake and (*b*) Wanapitei during the summer of 1983

Acknowledgements

The authors wish to acknowledge the contributions made by the Ontario Ministries of Natural Resources and Environment and the staff at the Great Lakes Forestry Research Centre Long-range Transport of Airborne Pollutants (LRTAP) laboratory, in particular Don Kurylo. For field, laboratory and computer assistance, we are indebted to many summer students, contract assistants and term employees. Brian Collins provided statistical guidance. Peter Blancher helped with the data analysis, and Don Fillman and Sharon Bradford helped with the preparation of figures and typing, respectively. Helpful guidance in the preparation of the manuscript was provided by Hugh Boyd and Dan Welsh. We gratefully acknowledge Peter Blancher, Hugh Boyd, Jean-Luc DesGranges, Kathy Fischer, Joe Kerekes and David Peakall for their helpful comments, and Jerry Longcore for his review of the manuscript. This work was partially funded by the federal LRTAP programme.

Abstract

This study investigates the effects on waterfowl of ecological changes in aquatic ecosystems associated with acid precipitation. The distribution, density and habitat preferences of waterfowl were examined throughout much of north-eastern and central Ontario using aerial survey counts of indicated nesting pairs. The number of waterfowl breeding in acid-sensitive areas was estimated at 105 000 pairs. Breeding densities were relatively low (about one indicated pair per square kilometre), and no significant trends in population levels have been noted since 1980. Boreal species, including Common Goldeneye (*Bucephala clangula*), Hooded Merganser (*Lophodytes cucullatus*), Ring-necked Duck (*Aythya collaris*) and American Black Duck (*Anas rubripes*), commonly breed on small lakes, beaver flowages and wetlands most vulnerable to acidification, whereas Common Loon (*Gavia immer*) and Common Merganser (*Mergus merganser*) use large lakes and rivers. Dabbling ducks, including Wood Duck (*Aix sponsa*), Blue-winged Teal (*Anas discors*), Green-winged Teal (*Anas crecca*) and Mallard (*Anas platyrhynchos*), use well-buffered wetlands often associated with agricultural land.

In 1983, trophic relationships were studied on 123 small head-water lakes at different stages of acidification. Data on water quality, fish and macroinvertebrate community composition and waterfowl productivity were collected from an acid-sensitive area which receives moderate inputs of atmospheric pollutants (Ranger Lake) and a heavily acid stressed area (Wanapitei) of north-eastern Ontario. The latter area receives a higher rate of acid deposition both from long-range transport processes and from smelting activities in nearby Sudbury, Ontario.

Lake environments were categorized by factor analysis into four major components of variation interpreted as axes of acidity (atmospheric deposition status), ionic strength (buffering status), eutrophication (wetland productivity status) and lake morphometry. Bedrock lithology explained much of the variability observed on the acidity and ionic strength axes and was a function of the balance between mineral acid inputs (SO_4^{2-}) and acid-neutralizing capacity (HCO_3^-, Ca^{2+} and Mg^{2+}). Weak organic acids did not contribute significantly to the acidity of the head-water lakes studied. Continued inputs of mineral acids into sensitive lakes in the Ranger Lake area will lead to further mean annual pH declines and pH depressions in shallow lakes during the spring melt-water period.

The availability of food for many waterfowl species has been influenced by lake acidification in the lakes we studied in north-eastern Ontario. An increased occurrence of fishless lakes in the acid-stressed area was correlated with lake acidity. Small, non-game fish species richness was primarily a function of lake acidity, although physical parameters (lake and drainage basin morphometry) also influenced fish species composition, especially within the cyprinid assemblage. Both piscivorous species studied (Common Loon and Common Merganser) used large lakes with large drainage basins. The number of broods produced in relation to the number of indicated nesting pairs observed was lower in the acid-stressed area than in the unaffected area. The Common Loon and Common Merganser are most at risk from acidification because of effects on fish.

In the absence of fish, in either acidic or non-acidic lakes, large, mobile macroinvertebrates, such as Notonectidae, Corixidae, *Graphoderus liberus* (Dytiscidae) and *Chaoborus americanus* (Chaoboridae), were abundant. Insectivorous waterfowl, e.g., Common Goldeneye and Hooded Merganser, preferred fishless lakes as a probable consequence of reduced competition with fish for common insect prey. Omnivores, e.g., Ring-necked Duck and American Black Duck, showed no preference for acidic or fishless lakes, but did prefer shallow, nutrient-rich wetlands. Further research to determine whether acidity ultimately limits the abundance of invertebrate prey of non-piscivorous waterfowl is under way.

Foreword

This report contains the results of research carried out under the auspices of the Long Range Transport of Air Pollutants programme, an interdepartmental research initiative of the federal government involving Agriculture Canada, Fisheries and Oceans Canada, Energy, Mines and Resources Canada, Health and Welfare Canada, and Environment Canada. Within Environment Canada, research into various aspects of long-range transport of air pollutants is being carried out by the Atmospheric Environment Service, Inland Waters/Lands, and the Canadian Wildlife Service (CWS).

The CWS research programme was started in 1980 to assess the impacts of acid deposition on wildlife and wildlife habitats in eastern Canada. The results of the first phase of the programme are contained in this and forthcoming volumes in the Occasional Papers series.

A major objective of the CWS research was to compare avian breeding and feeding ecology data collected from sensitive head-water habitats receiving different rates of acid loading. This first paper describes the work on waterfowl and their food-chains in Ontario, while a forthcoming one will include the results of surveys of freshwater bird communities in Quebec, as well as phyto-ecological studies of their associated habitats, in relation to acidification.

Other important areas of interest are the influence of long-range deposition and acidification on metal uptake by wildlife prey organisms and the toxicity of low-level metal exposure to aquatic birds. Long-range transport of airborne pollutants can affect the availability of heavy metals to biota both by direct transport and by the mobilization of metals from soils and sediments as acidity increases. Another forthcoming Occasional Paper will include preliminary results of research at the National Wildlife Research Centre on the fate of heavy metals in waterfowl food-chains, as well as laboratory studies of the effects of dietary heavy metals on the reproductive output of birds under controlled conditions.

Together these volumes will provide a summary of the first phase of the CWS LRTAP programme. The objective of this phase was to determine which species and habitats might be most at risk from acidification. Current studies are designed to establish a more definite cause-and-effect relationship between acidification and biological changes, chiefly in bird communities; to provide the basis for a biomonitoring programme which will track the changes expected to occur as emissions are reduced to the target loading (i.e., 50% of 1980 levels by 1994); and to evaluate the adequacy of that target loading for protecting aquatic biota.

Interdisciplinary studies of calibrated basins form an important aspect of the LRTAP programme. CWS has played a major role in one of these, the Kejimkujik Calibrated Catchment programme, studying nutrient release in and limnological characteristics of acidified waters in Kejimkujik in Atlantic Canada. Results of these and other related CWS studies on acidification are included in the *Final report of Impact Assessment Work Group 1 of the U.S.–Canada Memorandum of Intent* (1983); the two-volume proceedings of the International Symposium on Acidic Precipitation held at Muskoka, Ontario, in 1985, edited by H. Martin and published as Vol. 30 of *Water, Air and Soil Pollution* (1986); and the proceedings of an International Workshop on Birds as Bioindicators held in Kingston, Ontario, in 1986 and published in *The uses of birds*, edited by A.W. Diamond and F.L. Filion, a Technical Publication of the International Council for Bird Preservation (Cambridge, U.K., 1987).

D.B. Peakall
Scientific Advisor, LRTAP Programme
Canadian Wildlife Service

A.W. Diamond
Coordinator, LRTAP Programme
Canadian Wildlife Service

Introduction

Acid precipitation has become a serious environmental threat to aquatic and terrestrial ecosystems in eastern North America, Scandinavia and other parts of Europe (Memorandum of Intent 1983). The deposition of atmospheric pollutants, such as sulphur and nitrous oxides, and their interaction with hydrological and soil processes in watersheds may result in significant alterations to surface water (lake/stream) chemistry, including decreased pH, increased trace metal concentrations and modified base cation, organic anion and nutrient relationships, as depicted in Figure 1. These chemical changes have been linked to biological changes (Dillon *et al.* 1984; Kelso *et al.* 1986*a*), including mortality of biota (Nyholm 1981; Magnuson *et al.* 1984; Campbell and Stokes 1985) and deterioration in habitat quality, often resulting in reproductive impairment, reduced growth and condition of adults and young, or behavioural changes (Nyholm and Myhrberg 1977; Ormerod *et al.* 1985). Such changes may alter the composition and abundance of several levels of the food-chain and affect predator–prey interactions (Eriksson *et al.* 1980; Haines 1981) (Fig. 1).

Despite evidence linking acid precipitation with damage to aquatic biota, including fish (Beamish and Harvey 1982; Beamish 1974; Schofield 1976; Magnuson *et al.* 1984), aquatic invertebrates (Weiderholm and Eriksson 1977; Campbell and Stokes 1985; Stephenson and Mackie 1986) and amphibians (Pough and Wilson 1977; Clark and LaZerte 1985; Freda and Dunson 1985), little is known about the effects of acidification on organisms that are not wholly aquatic (Clark and Fischer 1981). Because of their dependence on the aquatic environment for nest sites, brood protection and food, waterfowl may be seriously affected by acid precipitation (Haines and Hunter 1982; Eriksson 1984) (Fig. 2). The loss and degradation of aquatic habitat may have serious implications for the future of the waterfowl resource in eastern North America. Formerly secure waterfowl habitats in the forests of eastern Canada are now threatened by hydroelectric power and recreational developments, certain forestry practices, and industrial effluent pollution and atmospheric contamination (North American Waterfowl Management Plan 1986). Concern for the potential threat to the waterfowl resource prompted the Ontario Region of the Canadian Wildlife Service to undertake studies to determine effects of acid precipitation on waterfowl populations breeding in north-eastern Ontario. These studies have been designed to provide comparisons of waterfowl breeding success and food-chain relationships between areas receiving different rates of acid deposition, but with similar waterfowl breeding distributions and densities.

Figure 1
Diagram illustrating the probable pathway of effects of, and biological response to, the acidification of surface waters

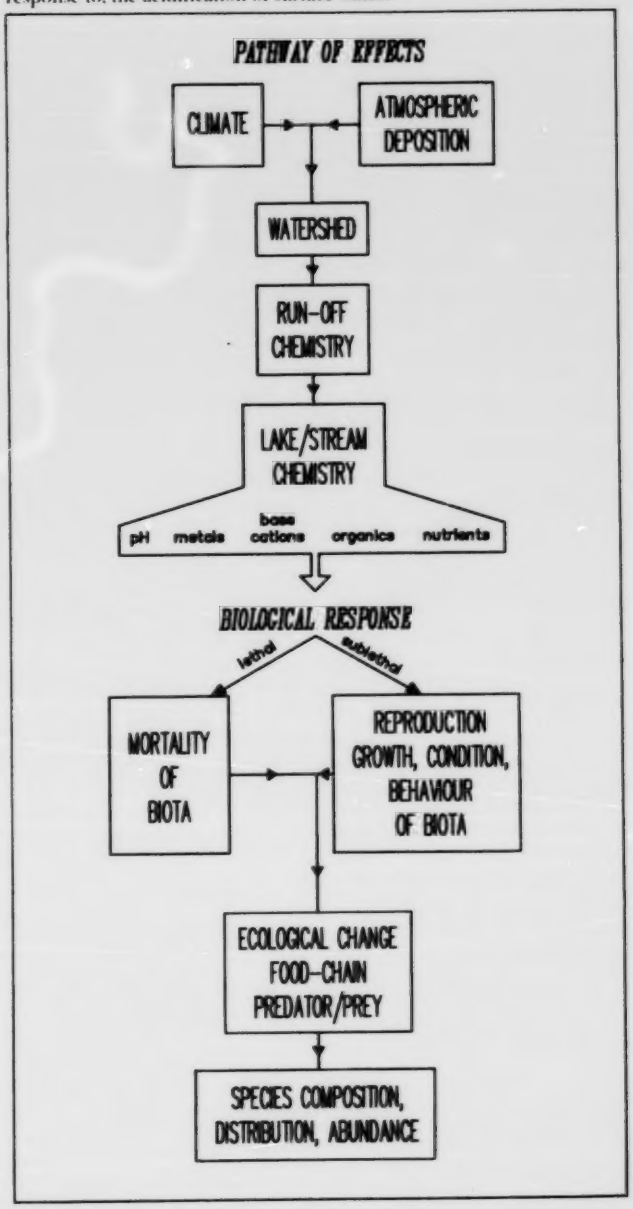
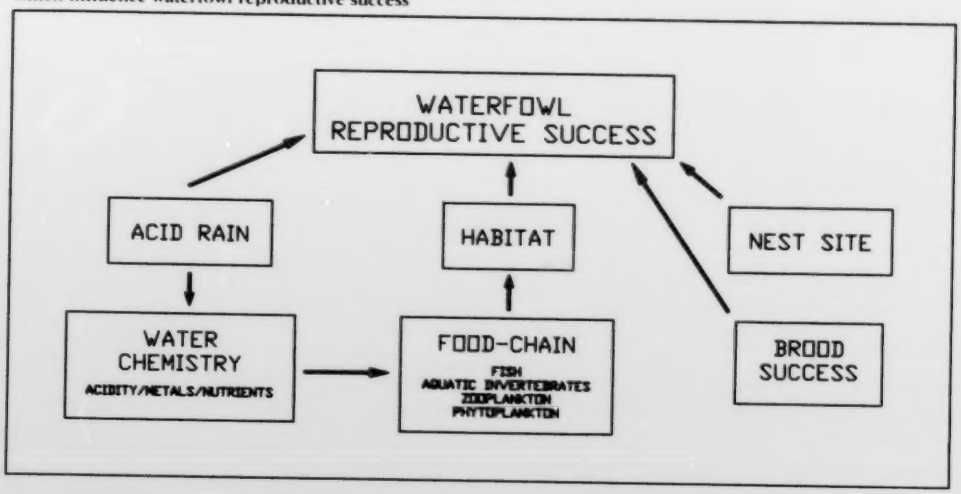


Figure 2
Diagram illustrating the complexity of habitat selection parameters which influence waterfowl reproductive success



Waterfowl, including the Common Loon (*Gavia immer*) in this study, were identified as particularly susceptible to acidification of the aquatic environment for the following reasons:
(1) They largely rely on aquatic and riparian habitat for both food and cover for nesting and brood-rearing.
(2) Females of certain species must acquire most of their resources for egg production near the breeding grounds and do not carry extensive fat reserves from wintering or staging grounds.
(3) Young, being praecocial, must forage in the immediate vicinity of the nest site and are not brought food by the adults.
(4) Their relatively large size necessitates a greater concentration of food resources and thus less latitude before declines in food become detrimental.

Increased acidity, combined with elevated trace metal concentrations, may lead to changes in predator–prey relations within the aquatic food-chain which, coupled with direct toxicological effects, could limit the availability, abundance and quality of waterfowl foods (Eriksson *et al.* 1980, 1986; Haines and Hunter 1982). Increased acidity has been linked to reduced food resources for certain waterfowl (DesGranges and Darveau 1985; McAuley 1986; DesGranges and Rodrigue 1986), other waterbirds in Sweden (Nilsson and Nilsson 1978) and Dippers (*Cinclus cinclus*) in Wales (Ormerod *et al.* 1985, 1986).

Acid deposition in Ontario

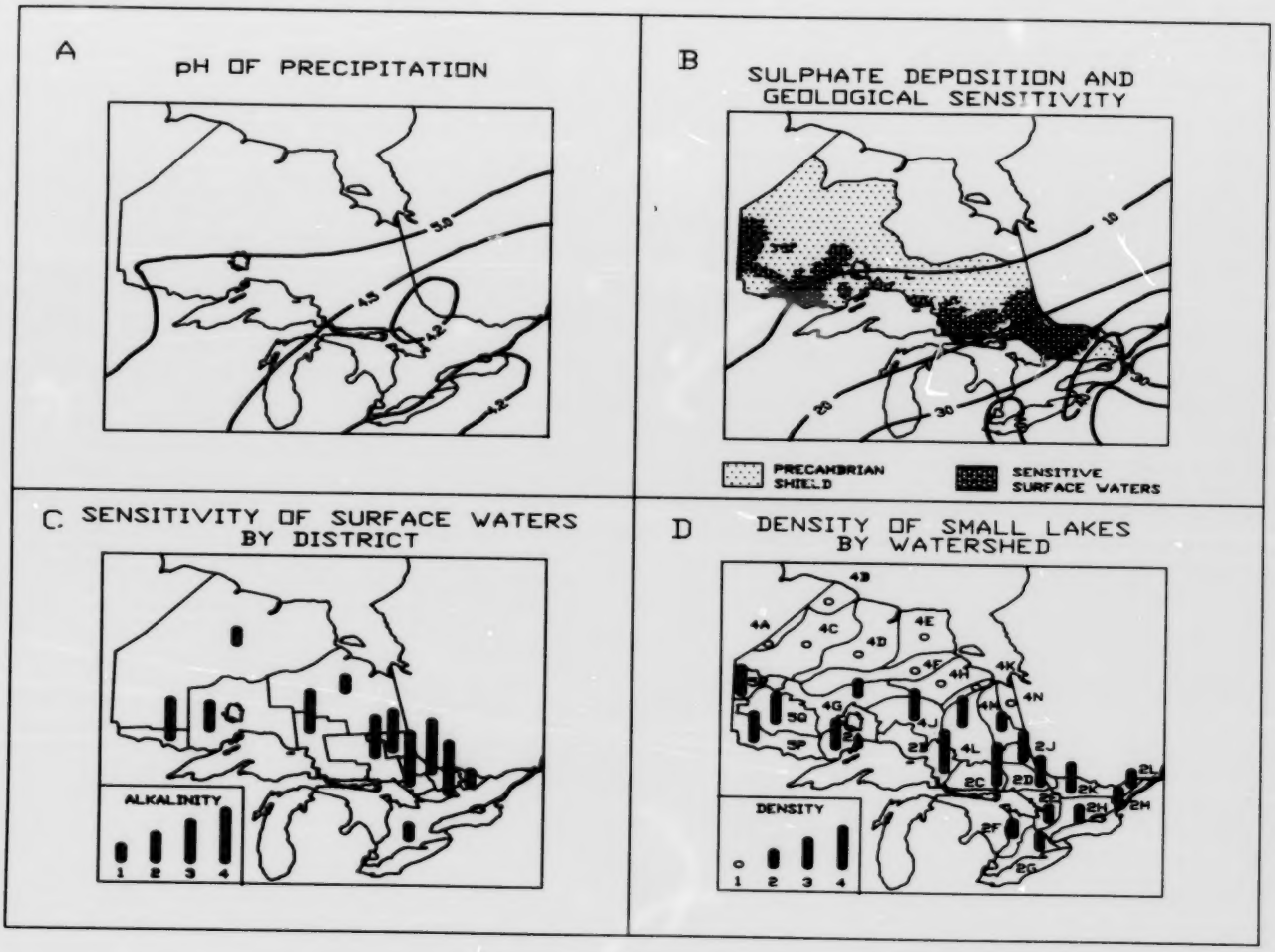
More than 700 000 lakes in eastern Canada receive acid deposition above background levels; more than two-thirds of this lake area is in Ontario (Kelso *et al.* 1986*a*). Much of north-eastern, central and southern Ontario receives substantial acid precipitation, with the average annual pH below 4.5 (Memorandum of Intent 1983) (Fig. 3*a*). Both the greater Sudbury area and the lower Great Lakes–St. Lawrence River valley corridor receive highly acidic precipitation, with the average annual pH in precipitation below 4.2. Sulphate is the dominant anion in precipitation and contributes most to the long-term acidification of surface waters. Annual wet sulphate deposition levels exceed 20 $kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ for much of north-eastern and southern Ontario, with areas of south-western Ontario receiving in excess of 40 $kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ (Memorandum of Intent 1983) (Fig. 3*b*).

The extent to which an area receiving acid precipitation will ultimately suffer surface water acidification depends on several factors. These include elevation (Verry 1981), the ratio of drainage basin area to lake area (Dillon *et al.* 1978), hydrologic characteristics of the terrain (Hendry *et al.* 1980; Eilers *et al.* 1983) and vegetation type and land-use management practices. The most important factor, however, is the geochemistry of the watershed (Kramer 1976; Kaplan *et al.* 1981; Brousseau *et al.* 1985). Although southern Ontario (south of 45°N Lat.) receives high levels of acid deposition, the lakes are well buffered against the adverse effects of acid precipitation by limestone bedrock that contains an almost infinite acid-neutralizing capacity. Much of north-eastern and central Ontario, however, is underlain by sensitive Precambrian bedrock covered by a thin layer of glacial moraine deposits (Fig. 3*b*). Streams, rivers and lakes in regions such as Muskoka, Haliburton, Parry Sound and Algonquin Park, as well as parts of Manitoulin, Sudbury, Timiskaming and Algoma Districts, receive atmospheric loadings several times greater than those in more northerly and westerly areas of the province; moreover, they offer little to neutralize acidic inputs and are therefore more likely to incur decreases in alkalinity and pH as a consequence.

Minns (1981) estimated that more than 300 000 ha, or approximately 11 400 lakes, fall into moderate- to high-risk categories. Of the 5341 lakes surveyed recently in Ontario (Ministry of Environment 1985), nearly 60% contained low acid-neutralizing capacity (defined as having alkalinities $< 200\ \mu eq \cdot L^{-1}$), and may be regarded as moderately to highly sensitive to acid precipitation (Fig. 3*c*). The most severely affected lakes are located in areas associated with the mining and smelting industries near Sudbury.

Among the most sensitive aquatic resources are those in the head-water portion of watersheds and small, enclosed water bodies (Haines 1981). Head-water systems may be expected to acidify more quickly than larger lakes, because their ionic chemistry is governed to a greater extent by precipitation chemistry and the hydrogeochemical composition of the watershed (Eilers *et al.* 1983). On the Precambrian Shield, small head-water lakes occur frequently and comprise a sizeable portion of the available aquatic habitat for waterfowl. Small lakes (< 9.9 ha) are particularly abundant in geologically sensitive watersheds of north-eastern and central Ontario (Cox 1978) (Fig. 3*d*).

Figure 3
Maps of Ontario illustrating (*a*) precipitation amount-weighted mean annual pH in 1980 (from Memorandum of Intent 1983); (*b*) mean annual wet sulphate deposition ($kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$) (from Memorandum of Intent 1983) showing outline of Precambrian Shield and geologically sensitive areas which contain surface waters at risk from acidification (from National Research Council of Canada 1981); (*c*) percentage of lakes and streams with moderate to low alkalinity ($<200\ \mu eq \cdot L^{-1}$) by county or district (from Ministry of Environment 1985) classed as follows: 1 = 0–25%, 2 = 26–50%, 3 = 51–75%, 4 = >75%; and (*d*) density (no. per 100 km^2) of small lakes (<9.9 ha) by secondary watershed units (from Cox 1978) classed as follows: 1 = 0, 2 = 1–20, 3 = 21–40, 4 = >40



Study framework

Head-water lakes represent significant nesting and brood-rearing habitat for many waterfowl species. The breeding ranges of several species, including Common Goldeneye (*Bucephala clangula*), Hooded Merganser (*Lophodytes cucullatus*), Ring-necked Duck (*Aythya collaris*), American Black Duck (*Anas rubripes*), Mallard (*Anas platyrhynchos*), Common Merganser (*Mergus merganser*) and Common Loon, overlap geologically sensitive regions of the province. Little is known about the distribution and habitat preferences of waterfowl breeding in northern Ontario, although nesting densities are generally considered to be low. Only one reconnaissance survey (Dennis 1974*a*) has examined the breeding distribution of waterfowl in north-eastern Ontario, but few of these plots fell close to areas in this study. We undertook systematic breeding pair surveys throughout the entire region, as well as more intensive surveys in the immediate vicinity of each study area. The objectives of the survey component of this study were as follows:
(1) To quantify waterfowl breeding density throughout north-eastern Ontario so as to (*a*) calculate the number of waterfowl breeding in acid-sensitive areas that are potentially susceptible to habitat degradation, and (*b*) examine trends in species distribution across the region;
(2) To examine temporal variations in species abundance;
(3) To determine basic patterns of habitat selection, particularly with respect to wetland size, and to compare these patterns between the two study areas.

To develop a framework in which to study the effects of acid precipitation on waterfowl, a pilot study was conducted from 1980 to 1982 in a moderately stressed, but largely unaffected, area of north-eastern Ontario (Ranger Lake) to determine:
(1) The chemical and physical parameters, as well as biotic interactions, that govern the quality of waterfowl breeding habitat;
(2) Predictions of how surface water acidification would alter breeding habitat suitability, and ultimately the reproductive success of waterfowl species.

As a consequence of these studies on waterfowl populations, water chemistry and food-chain interactions, we hypothesized that the adverse effects of lake acidification on waterfowl would be mediated through changes in the abundance and availability of prey species.

Local extinctions of fish populations have occurred in acid-sensitive areas of eastern North America (Beamish and Harvey 1972; Schofield 1976; Pfeiffer and Festa 1980; Watt *et al.* 1983) and Scandinavia (Wright and Snekvik 1978; Muniz and Leivestad 1980). Swedish workers (Eriksson *et al.* 1980) have postulated that many of the biological changes observed in acidifying lakes result from altered predator–prey relations as a consequence of the loss of fish populations. The disappearance of fish would create an environment suitable for the proliferation of more acid-tolerant invertebrates. Such a shift from a fish- to an invertebrate-dominated trophic system would have clear implications for waterfowl species that preferentially breed on small ponds, temporary pools, beaver flowages and head-water lakes. Studies conducted in 1983 were designed to test the following predictions in an area that has undergone considerable acid loading (Wanapitei), by drawing comparisons with an area currently undergoing acidification (Ranger Lake).

Hypothesis: The reproductive performance (brood production) of waterfowl in small head-water lakes undergoing acidification depends directly on food resources that can be altered and/or lost as a consequence of that acidification.

Linkages:
(1) The reduction in overall fish stocks at moderately high pH levels (>5.5) would adversely affect piscivores, e.g., Common Loon and Common Merganser.
(2) The loss of fish would lead to the proliferation of acid-tolerant invertebrates to the short-term benefit of insectivorous waterfowl, e.g., Common Goldeneye and Hooded Merganser.
(3) As acidity increased, invertebrates would also decline, adversely affecting insectivorous species as well.

Study areas

1. Description of the Ranger Lake study area

In 1980, a pilot study was initiated in the Ranger Lake area in the Algoma District, north-east of Sault Ste. Marie, Ontario (46°55′N Lat.; 83°35′W Long.) (Fig. 4). Ranger Lake was selected because it currently receives moderate amounts of acid deposition (Figs. 3*a*, 3*b*) which can be attributed to long-range transport processes. The area is typical of north-eastern Ontario, and contains terrestrial and aquatic ecosystems relatively free from human disturbance such as logging and cottage development. It is underlain by early Precambrian granitic bedrock with low to insignificant buffering capacity (Fig. 3*b*). Ranger Lake lies within the Great Lakes – St. Lawrence lowland forest region (Rowe 1972), and is characterized by mixed hardwood forests, although elements of the boreal forest extend into the northern portion of the study area.

Located 50 km to the north-west of Ranger Lake is the Turkey Lakes Watershed (TLW) calibrated basin (Fig. 4). The Turkey Lakes Watershed is one of five calibrated watersheds in eastern Canada where detailed benchmark monitoring studies of long-range pollutant deposition are in progress. Data on terrestrial, aquatic and atmospheric quality, as well as biological response, are being collected to understand how these ecosystems function and respond to acid rain. The Turkey Lakes Watershed area receives a moderate to high level of acid deposition. Estimates of wet sulphate inputs have ranged from 20 to 35 $kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ (Barrie *et al.* 1982; Thompson and Hutton 1985). Annual mean precipitation pH values for the period 1981–83 were 4.43, 4.31 and 4.25, respectively (Semkin *et al.* 1984). Similar deposition levels would be expected at Ranger Lake. Ranger Lake has the additional advantage of having a large number of head-water lakes conducive to waterfowl studies.

Figure 4
Map of north-eastern Ontario showing the location of the eight systematic survey blocks and the Ranger Lake special block, the Ranger Lake (VIXEN and GONG) and Wanapitei study areas, and the Turkey Lakes Watershed (TLW) calibrated basin

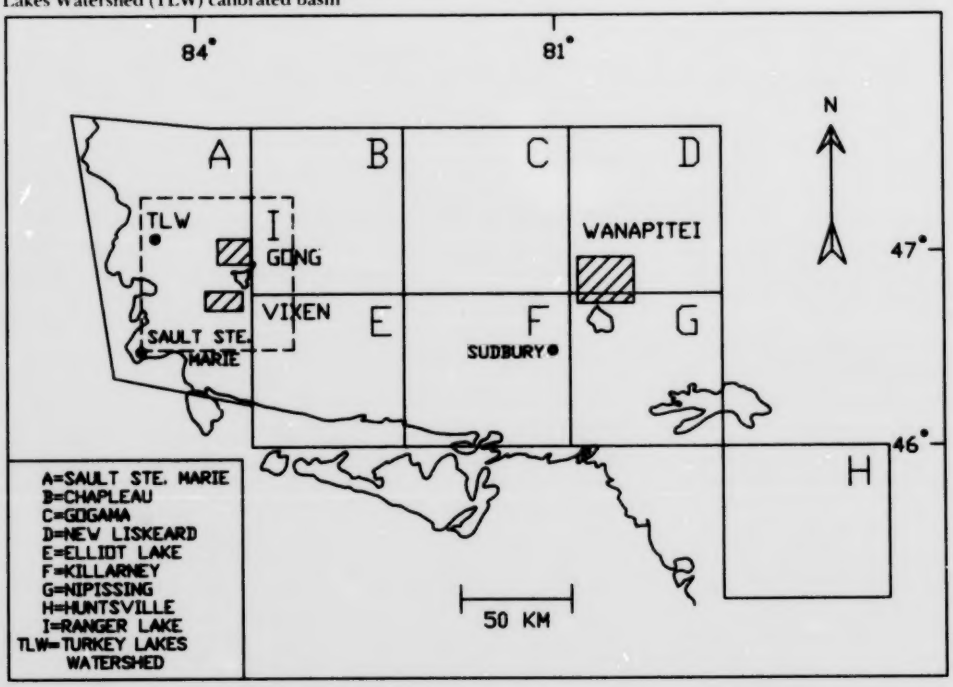
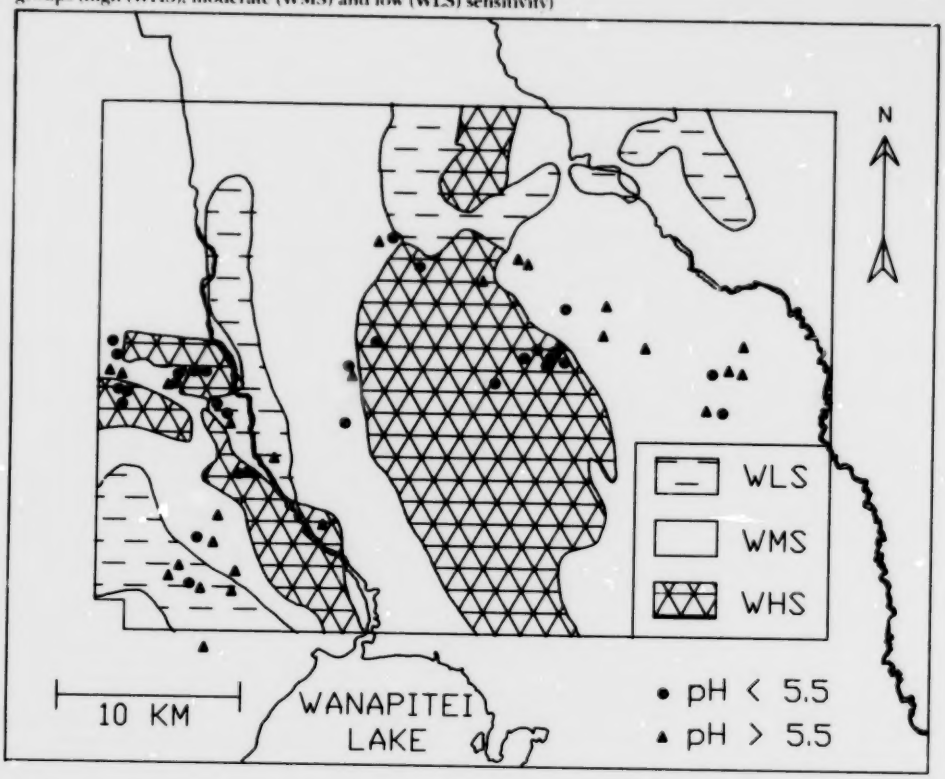


Figure 5
Map of the Wanapitei study area showing the outline of the 12 townships used in selective surveys and the location and lake pH class (acid < pH 5.5 > non-acid) of study lakes in relation to the bedrock sensitivity groups (high (WHS), moderate (WMS) and low (WLS) sensitivity)



In the Ranger Lake area, two major vegetational and geological zones were studied (Fig. 4). The VIXEN area, located south-west of Ranger Lake, contains a mixed hardwood forest dominated by yellow birch (*Betula alleghaniensis*) and sugar maple (*Acer saccharum*), with white pine (*Pinus strobus*) and white spruce (*Picea glauca*) dominant on mineral soil sites. In this area lacustrine outwash, deltaic and end moraine deposits, rich in calcium salts, override the general sensitivity of the underlying granitic bedrock (App. 1). These surface materials are often different from the underlying bedrock because they have been transported long distances from their source (Cowell *et al.* 1980; Brousseau *et al.* 1985). As a result, the buffering potential of streams and lakes associated with the Goulais River system is enhanced (Boissonneau 1968). The GONG area, north-west of Ranger Lake, lacks any additional buffering potential and is highly sensitive to acidification (App. 1). The area contains boreal forests dominated by black spruce (*Picea mariana*), white spruce, balsam fir (*Abies balsamea*) and white birch (*Betula papyrifera*). A portion of this area was substantially altered by a forest fire in 1969.

Both the GONG and VIXEN study areas cover parts of three different drainage systems. VIXEN lakes drain via the Goulais River (watershed code 2BF-3) towards Lake Superior or via the Garden River (2CA-2) towards Lake George. GONG lakes are drained either by the Goulais River (2BF-3) or by the Aubinadong River (2CB-2), which drains south into the North Channel. A total of 3186 lakes is contained within the three watersheds studied (App. 2) (Cox 1978). Of these, 81% are less than 9.9 ha in size. The average density of small lakes in the watersheds studied is 54.9 per 100 km^2, which is comparable with that found throughout the Eastern Lake Superior Tributaries watersheds (2B) (Fig. 3*d*).

2. Description of the Wanapitei study area

2.1. Atmospheric deposition and lake acidification

In 1983, concurrent studies were conducted in two areas of north-eastern Ontario receiving different acid loading levels: Ranger Lake and Wanapitei. As previously described, Ranger Lake contains sensitive aquatic ecosystems that currently receive moderate acid deposition stress, but whose surface waters remain largely non-acidic (pH > 5.5). The Wanapitei study area, located north-east of Sudbury (46°45′N Lat.; 80°45′W Long.) (Fig. 4), contains lakes whose surface waters range from heavily stressed and acidic (pH < 5.5) to unstressed (pH > 5.5) (Fig. 5).

Although Ranger Lake and Wanapitei are geographically quite close (within 225 km), the latter has received much higher mean annual inputs of sulphate deposition compared with Algoma (Fig. 3*b*). In their review of sulphate yields in lakes in relation to sulphate deposition in eastern Canada, Thompson and Hutton (1985) showed that recent estimates of wet sulphate deposition in Algoma (Turkey Lakes Watershed, 1980) were substantially lower than at Sudbury (1976), 20 vs. 37 $kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$, although recent estimates (1981–84) show a much higher current rate of input to Algoma (25–35 $kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$) than previously thought. The greater Sudbury area has had a history of fumigation problems, dating back to the early 1900s. Mining, smelting

and lumbering activities have caused extensive alterations of the environment surrounding Sudbury, including contamination of soils and lake waters with trace metals (Hutchinson and Whitby 1977) and the reduction in pH and elevation of SO_4^{2-} levels in many lakes and ponds (Conroy *et al.* 1974).

Wanapitei lies within the large zone of high sulphate deposition which extends to the north-east and south-west of the sulphide ore smelting centres in Sudbury. The emissions of sulphur dioxide (SO_2) ranged from 4240 to 7034 t·day^{-1} for the period 1960–69. Since the mid-1970s, a number of factors, including the construction of the 381-m "superstack," smelting process changes, pollution abatement measures and extended strike and shut-down periods in the Sudbury metal recovery industry, have resulted in substantially reduced airborne emissions (Keller and Pitblado 1986). During the period 1978–83, estimated annual SO_2 emissions from the Sudbury smelters ranged from 1065 to 2562 t·day^{-1}, whereas during the 1970–77 period annual SO_2 emissions ranged from 3663 to 6383 t·day^{-1}.

In response to the threat of permanent damage to Sudbury area ecosystems, the Ontario Ministry of the Environment mounted the Sudbury Environmental Study (SES) in 1973. During the period 1974–76, a survey of 209 lakes within a 250-km radius of Sudbury was conducted to document the influence of atmospheric deposition on lake waters on a regional basis and to provide a data base to predict future trends. These surveys revealed that many lakes to the north-east and south-west of Sudbury were acidic (pH $<$ 5.5) and had suffered reduced salmonid fisheries (Conroy *et al.* 1974; Pitblado *et al.* 1980), similar to problems encountered elsewhere in North America and Scandinavia. Dry deposition of SO_2 and sulphur fumigation, as well as deposition rates of SO_4^{2-} and the trace metals copper (Cu), nickel (Ni), zinc (Zn) and iron (Fe) to Sudbury area lakes, were found to be highly dependent on the distance from the smelter stack. Precipitation chemistry monitored during the June 1978 to May 1979 period showed that collecting stations north of Sudbury received, on average, lower annual bulk deposition levels of SO_4^{2-} (34 kg·ha^{-1}·yr^{-1}) than stations near Sudbury (46 kg·ha^{-1}·yr^{-1}) (Jeffries 1984). Measurements for these lakes were only slightly higher than similar measurements taken in Muskoka–Haliburton and other Precambrian Shield areas (Scheider *et al.* 1979), although substantially lower than historical levels. In the immediate vicinity of Sudbury (within 40 km), local emissions contribute up to 70% of the total Ni and Cu deposited (Chan *et al.* 1984), although declines in trace metal emissions have accompanied recent reductions in SO_2 emissions (Keller and Pitblado 1986). The deposition rates of aluminum (Al), manganese (Mn), nutrients and major ions (except SO_4^{2-}) were similar or only slightly higher at stations north of Sudbury than rates in south-central Ontario (Muskoka–Haliburton) (Jeffries 1984). Therefore, to minimize the effect of local deposition of metals (Cu, Ni, Zn and Fe) and dry deposition of SO_2 in the present study, study lakes were selected between 38 and 70 km from the smelter at Copper Cliff (Fig. 4), yet well within the zone of low pH lakes extending north-east of Sudbury.

A survey conducted between 1981 and 1983 to resample the 209 lakes originally sampled in 1974–76 revealed that substantial improvements in water quality had taken place in the intervening period (Keller and Pitblado 1986). Observed water quality changes included increases in pH and decreases in SO_4^{2-}, Ni and Cu concentrations. In one extremely acidic lake close to the smelter, the pH increased from 4.05 in 1972 to 5.8 in 1984, while concentrations of SO_4^{2-}, Cu, Ni, Co, Mn and Zn in the lake water decreased by 60–90% during the same period (Hutchinson and Havas 1986). The degree of observed changes showed a general relationship to distance from the Sudbury smelter, indicating that the nearly 50% reduction in contaminant deposition from Sudbury sources was responsible for the observed recent improvement in water quality (Keller and Pitblado 1986).

2.2. Geomorphology and hydrology

Situated at the convergence of the Superior, Southern and Grenville formations of the Precambrian Shield and two major fault systems, the greater Sudbury basin has a geomorphology that is exceedingly complex. Plutonic, metavolcanic and metasedimentary types of silicate bedrock are found in the area. Within the lake basins studied, bedrock types range from felsic end members (quartzite) through rocks of intermediate composition (volcanics, gneiss, migmatite) to carbonate-rich siliceous sedimentary rocks (App. 1). Although igneous and metamorphic rocks predominate north-east of Sudbury, substantial variability in the acid-neutralizing capacities of surface waters exists (Conroy *et al.* 1978). The relative insolubility of felsic and intermediate groups contrasts with the occurrence of carbonate-rich siliceous sedimentary rocks, often coupled with an ample cover of post-glacial sediment. Such bedrock and surficial geology contributes to the enhanced buffering potential of surface waters within certain lake basins. Bedrock sensitivity ratings for individual lake basins were determined at Ranger Lake (Map 1549A) and Wanapitei (Map 1550A) (App. 1) using Geological Survey of Canada maps, which depict the sensitivity of bedrock and derived soils to acidic precipitation in south-central and south-eastern Canada (Shilts 1981). Additional information was obtained from Ontario Geological Survey maps of bedrock (Map 2419) and surficial (Map 5465) geology. As in Brousseau *et al.* (1985), each lake was classified according to its sensitivity and then compared with the bedrock and surficial geology type that formed its watershed. Lakes with watersheds containing several geological types were classified according to the least sensitive rock type.

At Wanapitei, three distinct geomorphological regions were defined according to these bedrock sensitivity ratings (Fig. 5), as follows:

(1) LOW SENSITIVITY (WLS): carbonate-rich siliceous sedimentary rocks.

(2) MODERATE SENSITIVITY (WMS): mafic to intermediate metavolcanic rocks.

(3) HIGH SENSITIVITY (WHS): felsic intrusive and metamorphic rocks.

Over much of the area characterized by moderately or highly sensitive bedrock types, surficial deposits are composed of a thin overburden of silty to sandy till (App. 1). Thicker end moraine deposits of sand and gravel occur in the low-sensitivity region, further enhancing the residual acid-neutralizing capacity of the area (Fig. 5).

Five watersheds of the French River system (2D) are contained within the area studied (App. 2). The Upper Wanapitei River (2DA-2), East Wanapitei River (2DA-3) and Parkin Creek (2DA-4) drain into Lake Wanapitei directly, whereas the Chiniguichi (2DC-2) and Sturgeon (2DC-1) Rivers drain into Georgian Bay via Lake Nipissing and the French River. A total of 2152 lakes is contained within these watersheds, of which nearly 80% are less than 9.9 ha in area (App. 2). The average density of small lakes in the Upper

Wanapitei system (2DA) (55.1 per 100 km^2) is roughly the same as Ranger Lake (54.9 per 100 km^2). Fewer small lakes occur in the Sturgeon River system (2DC), yet the overall density (37.3 per 100 km^2) remains higher than most secondary watersheds in the Precambrian Shield (Fig. 3*d*).

To support the open roasting methods of early smelting, the forest surrounding Sudbury was logged heavily in the early 1900s. Regeneration has resulted in a poorly developed, second-growth forest characterized by jackpine (*Pinus banksiana*), white spruce, balsam fir and white birch.

Unlike many regions of central Ontario, human disturbance from cottage development is notably lacking in both the Ranger Lake and Wanapitei study areas. Because of their geographic proximity, factors such as migration habits, mortality levels, nesting habitat selection and breeding chronology would likely not differ between the two study areas.

Methods

1. Aerial survey design and schedule

1.1. Systematic surveys

To examine patterns of waterfowl population density and distribution, a systematic survey was instituted throughout north-eastern Ontario (as shown in Fig. 4). The region was divided into the standard universal transverse mercator (UTM) blocks of 100 km per side; the irregularly shaped Sault Ste. Marie block results from combining a number of partial blocks along a UTM grid convergence. Within each block, a survey plot (2 × 2 km) was laid out in the southwest corner and then every 20 km to the north and east for a total of 25 plots per block. In the convergence block, plots were selected that had the same easting and northing designations as those of a normal block. Only those plots falling on mainland were covered. A special block (see Fig. 4) employing the same grid of plots was designated in the Ranger Lake area. Schedules for coverage of systematic survey blocks are summarized in Table 1.

Table 1
Schedules for coverage of systematic survey blocks

Block	Date	Coverage
Ranger Lake (Special)	10–16 May 1980	Plots 1–19
	11–15 May 1981	Plots 20–25
	14–18 May 1985	Total
Killarney	7–9 May 1981	Total
	10–14 May 1985	Total
Gogama	8–10 May 1981	Total
	13 May 1985	Total
Huntsville	5–6 May 1981	Total
New Liskeard	11 May 1985	Total
Nipissing	9 May 1985	Total
Elliot Lake	13–15 May 1985	Total
Chapleau	13–18 May 1985	Total
Sault Ste. Marie	13–18 May 1985	Total

1.2. Selective surveys

At Ranger Lake, 94 plots (2 × 2 km) were laid out in 1980 to cover head-water lakes with known water chemistry. In 1981, 1982 and 1985, 43 of these plots (even numbers) were surveyed to examine annual variation in duck populations. An additional 44 plots were located around wetlands for coverage in 1981. These surveys yielded data on 649 wetlands (rivers excluded); survey results for 1981 were used in this data set along with those from 1980 for wetlands not covered in 1981.

At Wanapitei, surveys were restricted to a zone encompassing 12 townships north of Lake Wanapitei (Fig. 5). A random selection of all wetlands that fit within a plot of 2 × 2 km was made in each township so that approximately equal numbers of wetlands were chosen from each. A total of 414 wetlands was surveyed in 1983, some of which were selected for more intensive ground studies of potential mechanisms of food limitations to developing waterfowl.

1.3. Habitat description

Basic habitat characteristics of all wetlands surveyed in the study areas were determined through interpretation of aerial photographs (scale 1:15 840). Parameters include area of open water, total shoreline length, and length of shoreline with well-developed littoral zone (e.g., marsh, belt of ericaceous plants). Shoreline development indices (shoreline length divided by the square root of the area of open water) were calculated from these measurements.

1.4. Field procedure

All surveys employed a common field procedure detailed in Ross (1985) and summarized as follows. The surveys were undertaken from a Bell 206 B helicopter equipped with a range extender on the fuel tank and bubble windows on the back doors. These windows allowed the observers to extend their heads approximately 25 cm outside the limits of the original body of the aircraft so that visibility was greatly enhanced.

An observer sitting in the front passenger seat of the helicopter acted as navigator and data recorder and alerted the other observers to upcoming birds. These observers sat at the back of the aircraft by each window and notified the navigator of waterfowl sightings through an intercom system. The species, sex, number and exact location of all birds seen were recorded directly on acetate-covered aerial photographs on which the location of the wetlands and the boundaries of the plots were drawn. For this study, a wetland was defined as any body of open water visible on an aerial photograph (scale 1:15 840). Individual bodies of standing water (lakes, ponds, beaver flowages and sloughs) were usually self-evident; however, where they were irregularly shaped or in a series along a drainage, each was delineated by the presence of a clearly visible outlet stream. Streams and rivers were usually treated as separate wetlands unless they were very small, in which case they were considered part of the nearest lake or pond with which they were associated. Small interconnecting streams were divided among the associated standing water bodies. Occasionally wetlands had undergone considerable change since the photography and, in some cases, new ones had been created by beaver activity. A note was made during the survey and the new shoreline sketched on the aerial photos. The aircraft passed over all wetland habitat at altitudes as low as 20 m above the ground and speeds ranging from a hover to 100 km·h^{-1}. Multiple passes were made over some wetlands where the presence of birds was suspected or where the sex and species of the birds could not be ascertained on the first pass. Because of the small, discrete nature of boreal forest wetlands on the Precambrian Shield, total coverage of the habitat was accomplished by following the shorelines.

1.5. Timing

Surveys were undertaken during a limited period or "survey window" when most of the local breeders had started nesting. This period begins when the migrants have passed through the area and before the desertion by the males during incubation (as in Dzubin 1969 and Dennis 1974*a*). The extent of this period in northern Ontario is not known, as no detailed phenology studies are available for that area. These surveys have used a conservatively short period of two weeks, starting one week after the smallest wetlands (< 10 ha) were free of ice (early to mid-May). As only one survey flight was made, it was not always possible to sample each species within its appropriate "window." Population density estimates for late-nesting species, particularly the Ring-necked Duck, should be considered approximate. They nest almost one month after most other species, although their actual migration appeared to be complete prior to the survey flights.

1.6. Data analysis

Results are expressed in numbers of "indicated pairs" per species, which is based on the number of lone males, pairs and males in flocks of five males and fewer (as in Dzubin 1969). The sex of the Black Duck could not usually be determined in the field, and so "indicated pair" estimates were generated using the known sex ratios of the closely related Mallard as in Dennis (1974*a*). The following multiple regression equation was developed using all breeding pair survey data available for Ontario wetlands where Mallards were found:

$$Y = 0.0700 + 0.632\,X_1 + 1.1166\,X_2 + 0.7398\,X_3 \quad [1]$$

$$R^2 = 0.9577,\ p < 0.00001$$

where Y = number of indicated pairs of Mallards
X_1 = number of lone Mallards
X_2 = number of flocks of two Mallards
X_3 = number of Mallards in flocks between 3 and 10

Indicated pair estimates for Black Ducks can then be generated by substituting Black Duck sighting information for that of Mallards in the equation. Wetlands which had no Black Ducks ($X_1 = X_2 = X_3 = 0$) were assumed to have no indicated pairs ($Y = 0$), i.e., the equation was not employed under these circumstances.

The Common Loon is also effectively monomorphic. Because these birds are very strongly territorial, indicated pairs were determined from the presence of either a single bird or a pair in proximity. For the Canada Goose (*Branta canadensis*), indicated pairs were counted for each single bird, pair or flock of three, whereas larger flocks were ignored.

Breeding densities are expressed as a number of indicated pairs per 100 km^2 and are accompanied by a standard deviation estimate. This has been generated using a formula developed by G.E.J. Smith for systematic samples (Ross 1987).

2. Limnology, waterfowl utilization and trophic studies

2.1. Pilot studies (1980–82)

The methods used in the pilot study undertaken in the Ranger Lake area between 1980 and 1982 are described below with reference to the comparative studies conducted in 1983. Where these methods differ, further elaboration is contained in Appendix 3.

Ground studies conducted in the two areas in 1983 included water sampling and waterfowl surveys, as well as minnow and aquatic invertebrate sampling. Small, shallow head-water ponds and lakes, draining relatively small areas, were studied (Table 2). Lakes ranged in size from 0.6 to 27.2 ha (median = 5.0 ha) and were generally shallow (1.0–30.5 m, median = 4.4 m).

Table 2
Lake morphometry parameters used in study lake selection, expressed as medians with range in parentheses

Study area	N	Lake area, ha	Maximum depth, m	Drainage area, ha	Hydrologic types I–II	Hydrologic types ≥III
Ranger Lake	69	5.50 (0.7–26.3)	4.59 (1.0–30.5)	189.8 (16.3–2078.0)	41%	59%
Wanapitei	55	4.39 (0.6–27.2)	4.39 (1.0–14.0)	70.4 (2.7–1855.0)	66%	34%

All statistical analyses were performed using the Statistical Analysis System (SAS) computer procedures (Statistical Analysis System Institute Inc. 1982).

2.2. Water quality

Water sampling was conducted between 5 and 9 June at Wanapitei and between 12 and 17 June at Ranger Lake. Prior to sampling, temperature profiles were measured at the deepest location in the lake. Following Ministry of Environment (1979) guidelines, a non-weighted, composite water sample was collected, using flexible plastic Tygon tubing lowered through the epilimnion and metalimnion in stratified lakes, or to a depth of 1 m above the bottom in shallow ponds or lakes. Where maximum depths did not exceed 1 m, grab samples were collected. Following preservation, samples were cooled to 4°C and transported to the Great Lakes Forestry Research Centre in Sault Ste. Marie, Ontario, for chemical analyses. All samples underwent coarse filtering using a Wheaton No. 4 filter to remove suspended particulate matter. Samples prepared for nutrient and carbon analyses underwent further filtering using a 0.45-μm millipore (Sartorius) filter.

Chemical determinations, procedures and equipment, given in the Department of the Environment (1979) guidelines, were followed (App. 4), except for total inflection point alkalinity (HCO_3^-), which was measured by an electrometric titration method equivalent to the Gran technique. Within 24 h of collection, conductivity (μmho·cm^{-1} at 25°C) and pH were determined potentiometrically. Conductivity measurements were standardized to 20°C and corrected for hydrogen ion concentration (KCORR) using methods presented by Sjors (1950). Analyses were completed for other major ions, including calcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), potassium (K^+), sodium (Na^+), sulphate (SO_4^{2-}), chloride (Cl^-) and silica (SiO_2); nutrients including total Kjeldhal nitrogen (TKN), ammonia (NH_3), nitrite–nitrate ($NO_2 + NO_3$), total phosphorus (TP) and soluble reactive phosphorus (PO_4); total carbon (TC), total organic carbon (TOC) and total inorganic carbon (TIC); and trace metals, including Al, Mn, Zn, Cu, Ni, lead (Pb), cadmium (Cd) and Fe. Sulphate determinations were made using the methyl thymol blue (MTB) method. True and apparent water colour determinations (expressed in APHA Platinum–Cobalt Colour Units) were made on samples collected in both the littoral zone (< 1 m) and mid-lake from 24 June to 5 July 1984 at Ranger Lake and 25 July to 8 August 1984 at Wanapitei.

2.3. Habitat description

As in section 1.3., data were also collected on physiographic characteristics of lakes and their watersheds. Estimates of lake surface area (LA), shoreline length (SL) and riparian area (RIP), which was calculated as the area within the forested edge minus the open water area, were derived from interpretation of aerial photographs (scale 1:15 840). Wetland ratios (WETRAT) were calculated as the ratio of riparian area to lake surface area. Shoreline development indices (SDI) were also calculated. Maximum lake depths (ZMAX) were determined from bathymetric data collected for each lake. For Wanapitei study lakes, the distance to the Copper Cliff smelter was measured. Lake elevation (ELEV) and the total upstream drainage area (DRAIN) of each lake were measured from topographic maps (scale 1:50 000).

Topographic maps and aerial photographs were used to define hydrologic types of lakes according to drainage order position (see Table 2) and the relative magnitude of surface water exchange through inlets and outlets (modified from Eilers *et al.* 1983) as follows:
(1) Type I: no permanent inlets or outlets (ground-water inflow may be very small or moderate).
(2) Type II: intermittent outlet only (ground-water inflow may be moderately strong).
(3) Type III: permanent inlet and outlet (reflecting relatively strong surface water through-flow).
(4) Type IV: more than one permanent inlet and outlet (reflecting downstream drainage order hierarchy and strong surface water through-flow).

2.4. Minnow sampling

Estimates of small, non-game fish species occurrence and abundance were obtained using baited wire minnow traps. Fish sampling was conducted between 30 June and 3 August 1983. The cylindrical traps were constructed of 6-mm wire mesh and measured 1.0 m by 0.30 m with 40-mm openings in each conical end. A trap, baited with dog biscuits, was located in shallow water (<2.5 m) for 24 h at each of five sites equidistant around the shoreline of each lake. Each trap was suspended from floats and anchored to prevent drifting, except in shallow water where the traps often rested on the bottom. Captured minnows were preserved in 10% formalin prior to sorting, identification and counting. Other organisms found in the traps, including tadpoles, newts, crayfish and macroinvertebrates, were noted and released.

2.5. Aquatic invertebrate sampling

Aquatic macroinvertebrate communities were examined on a subset of 18 lakes in each area. Lakes were chosen across the available range of pH, included those with and without fish, and ranged in size from 1.5 to 7.5 ha.

A standardized sweep net procedure was used to compile lists of invertebrate taxa for comparative purposes. Ten samples, consisting of 10 consecutive sweeps, were taken at equidistant points parallel to the shoreline of each lake in water less than 1 m deep. Each sweep was taken over the bow of a forward-moving canoe and described an arc from the water surface to as near the substrate as possible and back to the surface. The net used had a bag 43 cm deep with 9 meshes per centimetre, on a D-frame with 625 cm^2 area, and a 122-cm handle. Invertebrates were sampled between 17 and 24 July at Wanapitei and between 26 July and 1 August in the Ranger Lake area.

Insects were identified to as low a taxonomic level as possible, given the life stage that made up the major part of each taxon. The only exception was Corixidae, for which identification has been made only on adults because immatures, which made up a large portion of many samples, could not be adequately identified. Insect groups not included in the analyses were those of terrestrial origins

and the aerial adults of aquatic forms, especially Diptera, which were often taken from the water surface. Each lake was scored for the presence or absence of major insect taxa, which were defined as those recorded in sweep net samples from more than one lake in an area.

2.6. Waterfowl surveys

Distributions and densities of breeding adult waterfowl were determined from helicopter surveys conducted during the nest-initiation period in May 1980 and 1981 for Ranger Lake and May 1983 for Wanapitei (as described in section 1.2.). Regular ground surveys were conducted on all water bodies in 1983 to assess adult and brood activity. Each water body was surveyed twice during the brood-rearing period, once between 19 June and 5 July, and a second time between 26 July and 7 August. Surveys were conducted concurrently in both study areas using two teams of two trained observers each. Surveys were conducted between 0600 and 1200 h. Water bodies were not surveyed under extreme wind or rain conditions. Survey teams undertook complete canoe and/or ground checks of all aquatic and riparian habitat. The location, number and age of young were noted on scale maps of the study lakes, along with observations on foraging and other behaviour. Ducklings were aged according to the Gollop and Marshall (1954) plumage development scheme.

Results and discussion

1. Waterfowl breeding distribution in north-eastern Ontario

1.1. General patterns

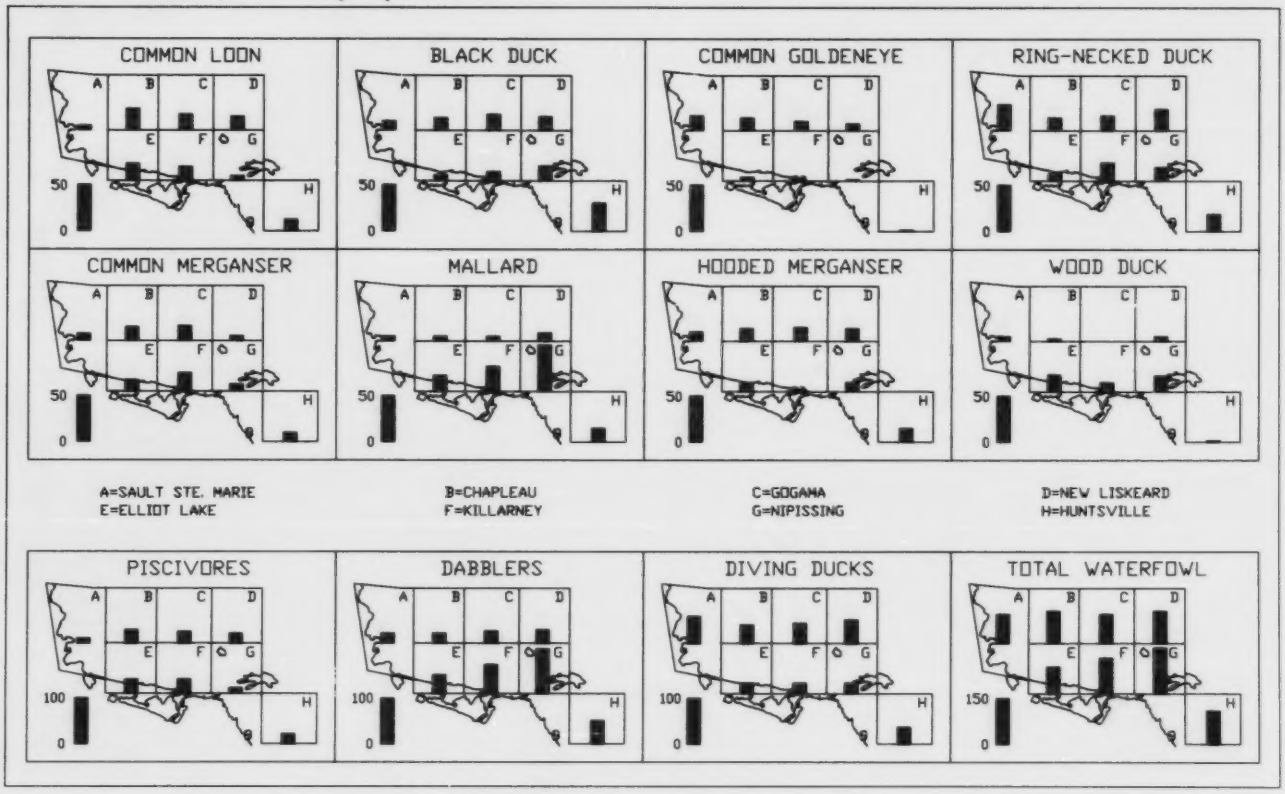
The north-eastern Ontario survey blocks (Fig. 4) extend over a zone of intergradation between Great Lakes - St. Lawrence and boreal forest regions (Rowe 1972). Throughout the region, the amount of wetland habitat was surprisingly consistent, ranging from 4.9 to 6.0 wetlands per plot (Table 3). The northern tier of blocks, including the Sault Ste. Marie convergence block, which best represents the VIXEN and GONG study areas, are physiognomically quite similar. They are dominated by hilly boreal terrain, with patchy coniferous forest and lakes of various sizes evenly distributed throughout. Overall waterfowl breeding densities are quite similar in these blocks (about one pair per square kilometre) (Fig. 6). The southern tier of blocks extends over more deciduous habitat, except in the Nipissing block, where much of the area is low-lying and flat with more extensive swampy wetlands and agricultural influence. The superior habitat in the Nipissing block is reflected by the highest overall breeding densities recorded anywhere, whereas other southern blocks hold numbers similar to those of more northerly blocks (Fig. 6).

Patterns in the geographic distribution of certain waterfowl species and taxonomic groups are evident in Figure 6, and are described in the annotated list of species

Table 3
Breeding densities of waterfowl in the eight blocks surveyed in north-eastern Ontario, expressed as mean density and standard deviation of indicated pairs per 100 km²

Block:	Sault Ste. Marie		Chapleau		Gogama		New Liskeard		Elliot Lake		Killarney		Nipissing		Huntsville		Average	
Number of plots:	28		25		25		25		19		23		25		25			
Wetlands/plot:	5.20		5.40		4.92		4.52		6.00		5.30		5.72		5.76			
Species	Dens.	± SD	Dens.	± SD	Dens.	± SD	Dens.	± SD	Dens.	± SD	Dens.	± SD	Dens.	± SD	Dens.	± SD	Dens.	± SD
Common Loon	3.57	2.09	22.00	4.20	17.00	3.85	13.00	3.43	18.42	5.71	15.22	5.22	5.00	2.67	11.00	4.34	12.82	1.39
Canada Goose	0.89	0.72															0.13	0.10
Mallard	6.25	3.00	6.00	2.84	6.00	3.05	9.00	6.46	17.11	7.04	26.09	9.29	52.00	13.66	14.00	4.94	16.80	2.51
American Black Duck	9.64	3.62	12.00	3.15	18.60	4.77	16.80	4.34	5.53	2.25	12.61	4.99	16.40	4.35	30.80	6.71	15.54	2.56
Northern Pintail													1.00	0.96			0.13	0.12
Green-winged Teal			2.00	1.93	2.00	1.24	1.00	0.96			6.52	4.74	10.00	3.56	4.00	2.36	3.20	0.84
Blue-winged Teal	0.89	0.72					2.00	1.47			7.61	4.28	11.00	7.04	3.00	2.22	3.08	1.09
Wood Duck	6.25	3.28	2.00	1.93			4.00	2.22	19.74	5.81	10.87	3.96	18.00	4.62	1.00	0.96	7.31	1.13
Ring-necked Duck	28.57	6.82	13.00	4.41	16.00	4.34	22.00	9.84	7.89	2.91	20.65	6.59	15.00	6.12	19.00	7.73	18.20	2.34
Lesser Scaup	3.57	2.87															0.51	0.41
Common Goldeneye	16.96	5.43	13.00	6.04	10.00	4.24	9.00	4.94	3.95	1.84			1.00	1.11			7.05	1.40
Bufflehead			2.00	1.11	1.00	0.96	3.00	2.89			1.09	1.06			2.00	1.47	1.15	0.47
Hooded Merganser	9.82	3.79	13.00	3.73	15.00	4.75	14.00	2.78	10.53	4.24	1.09	1.22	11.00	2.72	16.00	5.64	11.41	1.36
Common Merganser	8.04	3.04	14.00	3.60	7.00	3.20	6.00	2.36	13.16	4.69	15.22	5.33	8.00	3.47	10.00	3.56	10.00	1.29
Red-breasted Merganser	0.89	0.88											1.00	0.96			0.26	0.18
Total	95.36	16.77	99.00	15.40	92.60	15.70	99.80	21.80	97.63	17.79	116.96	15.02	149.40	26.75	110.80	19.09	107.59	6.74
% wetlands occupied	34.3%		39.3%		43.9%		45.1%		42.1%		41.8%		42.7%		37.5%		40.8%	

Figure 6
Breeding densities of eight common waterfowl species and combined taxonomic groups in the eight blocks surveyed in north-eastern Ontario, expressed as mean density of indicated pairs per 100 km²



presented in Appendix 5. Dabblers, in particular Mallard and Wood Duck (*Aix sponsa*), were abundant in the southern tier of blocks, especially the Nipissing block. Diving ducks, in particular Common Goldeneye and Hooded Merganser, were more common in the boreal forests of the northern tier of blocks, including Sault Ste. Marie. In the Huntsville block, patterns of waterfowl distribution were similar to those in the northern tier of blocks, with the exception that Goldeneyes are notably absent. Piscivore numbers increased from east to west within the survey region, although numbers were lowest near the Lake Superior shore.

Using a modified reciprocal averaging ordination technique (TWINSPAN; Hill 1979*a*), an analysis of species and plot associations was performed on indicated nesting pair data from 191 systematic survey plots throughout the eight survey blocks. The resulting dendrogram (Fig. 7) illustrates the major associations among the 11 waterfowl species that average greater than one indicated nesting pair per 100 km² in the region. Piscivorous waterbirds (i.e., Common Loon and Common Merganser) often co-occurred in plots, although the Common Merganser was often found on rivers and streams. Typical boreal waterfowl species, including Common Goldeneye, Hooded Merganser, Ring-necked Duck and Black Duck, often occurred together on plots. Of the two remaining groups, the most significant is the Wood Duck, Blue-winged Teal (*Anas discors*) and Mallard group (Fig. 7), which is often associated with agricultural areas in the survey region.

An estimate of the number of breeding waterfowl potentially at risk from the effects of acid precipitation was obtained using data from surveys conducted in the region and acid sensitivity information (Fig. 7). As most, but not all,

Figure 7
Dendrogram produced by TWINSPAN illustrating major associations of waterfowl species from systematic surveys conducted in the eight blocks in north-eastern Ontario, and depicting the relative numbers of indicated pairs breeding in geologically sensitive areas receiving wet sulphate deposition in excess of 10 $kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$

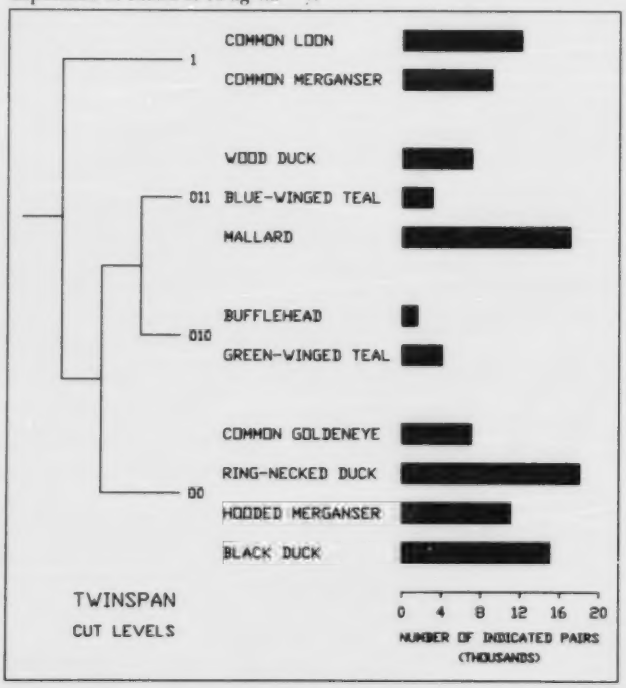


Table 4
Inter-year comparison of waterfowl survey results from three blocks in north-eastern Ontario, expressed as mean density of indicated pairs per 100 km²

	Ranger Lake (Special)		Gogama		Killarney	
Species	1980–81	1985	1981	1985	1981	1985
Common Loon	9.00	10.00	21.00	17.00	13.04	15.22
Mallard	2.00	4.00	6.00	6.00	30.44	26.09
American Black Duck	9.60	6.00	19.40	18.60	12.17	12.61
Green-winged Teal			2.00	2.00	2.17	6.52
Blue-winged Teal					10.87	7.61
Wood Duck		2.00			4.35	10.87
Ring-necked Duck	13.00	24.00	27.00	16.00	21.74	20.65
Common Goldeneye	12.00	15.00	14.00	10.00	1.09	
Bufflehead	1.00	1.00	6.00	1.00		1.09
Hooded Merganser	10.00	15.00	14.00	15.00	9.78	1.09
Common Merganser	9.00	10.00	9.00	7.00	8.70	15.22
Total	65.60	87.00	118.40	92.60	114.35	116.96

Table 5
Comparison among four years of waterfowl surveys of 43 plots in the Ranger Lake area, expressed as mean density of indicated pairs per 100 km²

Species	1980	1981	1982	1985
Common Loon	29.0	46.0	42.0	39.0
Mallard	9.0	17.0	9.0	18.0
American Black Duck	23.8	30.6	27.4	40.2
Green-winged Teal	1.0	2.0	0.0	0.0
Blue-winged Teal	0.0	0.0	1.0	1.0
Northern Shoveler	0.0	3.0	0.0	0.0
Wood Duck	0.0	6.0	8.0	8.0
Ring-necked Duck	40.0	45.0	36.0	44.0
Common Goldeneye	52.0	66.0	57.0	56.0
Bufflehead	2.0	3.0	1.0	1.0
Hooded Merganser	23.0	19.0	28.0	22.0
Common Merganser	11.0	14.0	33.0	25.0
Total	190.8	251.6	242.4	254.2

geologically sensitive terrain of north-eastern and central Ontario was surveyed, estimates of breeding populations have been extrapolated from existing information (Table 3). Approximately 105 000 pairs of waterfowl nest in sensitive habitat, covering roughly 97 500 km² of north-eastern Ontario that is currently receiving more than 10 kg SO_4^{2-}·ha^{-1}·yr^{-1} (Figs. 3*a*, 3*b*). Substantial numbers of piscivores (22 200 pairs), diving ducks (36 800 pairs) and dabbling ducks (44 700 pairs) are potentially affected (Fig. 7). Estimated totals for pairs of the more common species are: Common Loon 12 500, Common Merganser 9700, Wood Duck 7100, Blue-winged Teal 3000, Mallard 16 400, Bufflehead (*Bucephala albeola*) 1100, Green-winged Teal (*Anas crecca*) 3100, Common Goldeneye 6900, Ring-necked Duck 17 700, Hooded Merganser 11 100 and American Black Duck 15 100.

1.2. Temporal variability in waterfowl abundance

Three blocks (Ranger Lake, Gogama and Killarney) were resurveyed after four years (1981 and 1985) (Table 4), and showed considerable comparability in the relative abundance of species between the two surveys. Although there was occasionally some divergence in values for a given species, no statistically significant differences could be discerned (Wilcoxon signed ranks test) (Siegel 1956). Surveys based on a single visit have an added component of variability, as the waterfowl move among a number of lakes in their home ranges and are not necessarily on their nesting lakes when surveyed; it is entirely possible that a bird that breeds on the plot is temporarily off it when surveyed, or vice versa. The fact that the mean annual waterfowl density of the three blocks was virtually identical in the two years (1981, 99.45; 1985, 98.85) strongly suggests that sampling error plays the major role in the differences at the species level. These results are largely confirmed by the multiple surveys of the Ranger Lake area (Table 5), in which no significant trend could be identified. The low total count of waterfowl for 1980 may have resulted in part from inexperience, as this was the first operational year for the survey technique.

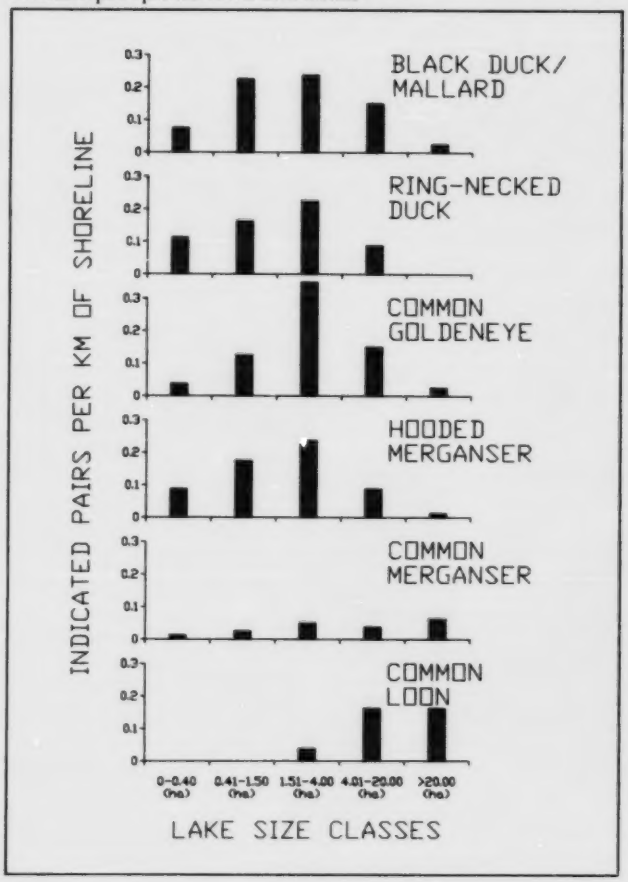
Taking all resurvey data together, individual waterfowl populations showed no consistent increase or decrease over several years. Only the Wood Duck showed a consistent increase for all comparisons. Although statistical significance cannot be attained, this trend is likely real, as this species has increased in numbers consistently in southern Ontario (Ross *et al.* 1984) and elsewhere in its range (Bellrose 1978). Other species had relatively stable populations, making it reasonable to compare abundance and distribution of these birds in different areas at different years within the study period.

1.3. Waterfowl distribution in the study areas

As the study was moved into a second, more acid-stressed area (Wanapitei) in 1983, it was necessary to determine if waterfowl were selecting similar habitats in the two areas, i.e., if the occupancy proportions of comparable lakes were alike. To do this, lakes were divided into various classes or cells according to overall area of water, shoreline development index and length of well-developed littoral zone (see App. 6 for cell descriptions). Occupancy of lakes (presence of an indicated pair) in similar cells could then be compared between the areas. These results from the 649 and 414 wetlands in the Ranger Lake and Wanapitei areas, respectively, are provided in Appendix 6 for six common species. Actual frequencies of occupied versus unoccupied lakes were compared through multiple χ^2 tests using the Mantel–Haenszel procedure for combining a set of 2×2 tables. These tests revealed no significant differences between the two study areas in the occupancy of comparable wetlands. Although relatively low breeding density makes statistical tests problematic, inspection of the values also indicates a considerable degree of similarity between the two areas. These results suggest that waterfowl are behaving similarly in response to the broad habitat types in the two study sites and so provide the continuity needed to make more generalized conclusions about brood habitat selection patterns and predator–prey relationships in both study areas.

Because no difference could be discerned in lake type selection, the data can be pooled for the two areas to examine lake size preference. Breeding density was calculated based on the number of indicated pairs of each

Figure 8
Breeding densities of six common waterfowl species in lakes of various size classes in the two study areas combined, expressed as the number of indicated pairs per kilometre of shoreline



species per kilometre of shoreline of lakes in the five size classes used in the previous analysis (Fig. 8). Clearly, insectivores (Common Goldeneye and Hooded Merganser) and generalists (Black Duck/Mallard and Ring-necked Duck) prefer small lakes, usually under 20 ha and particularly in the 1.5- to 4.0-ha range. Piscivores (Common Merganser and Common Loon) occupy larger water bodies, although Common Mergansers also used river and stream habitats. These results support the decision to restrict the study to smaller, primarily head-water, wetlands (see Table 2) to focus on as many individual waterfowl as possible.

2. Description of lake environments

2.1. Factor analysis

Basic statistics (mean ± SD, median) for 31 morphometric and chemical variables are summarized in Table 6, according to the five bedrock sensitivity groups defined in Appendix 1 (Ranger Lake — VIXEN and GONG; Wanapitei — high (WHS), moderate (WMS) and low (WLS) sensitivity). To describe the environment of the head-water lakes studied, a principal factor analysis was applied to 22 environmental variables. The variables were selected to reflect lake and basin morphometry (lake area, shoreline development indices, wetland ratio, cumulative drainage basin area and maximum detected depth), major ion chemistry (pH, KCORR, $(Ca^{2+} + Mg^{2+})$, K^+, Na^+, HCO_3^- and SO_4^{2-}), trace metal concentrations (Al, Mn, Cu, Zn and Fe) and nutrient levels (TOC, TKN, NH_3, $NO_2 + NO_3$ and PO_4). Those variables with highly skewed distributions or missing data were rejected, as indicated in Table 6. To normalize the distributions, the data were log transformed (except pH) and converted to unit scores so that each variable would be weighted equally for comparative purposes in the analysis. Only lakes with complete chemical,

Figure 9
Diagram illustrating the results of the principal factor analysis on the combined Ranger Lake and Wanapitei data set (N = 123 lakes). The percentage of individual factor variability explained by each variable is shown

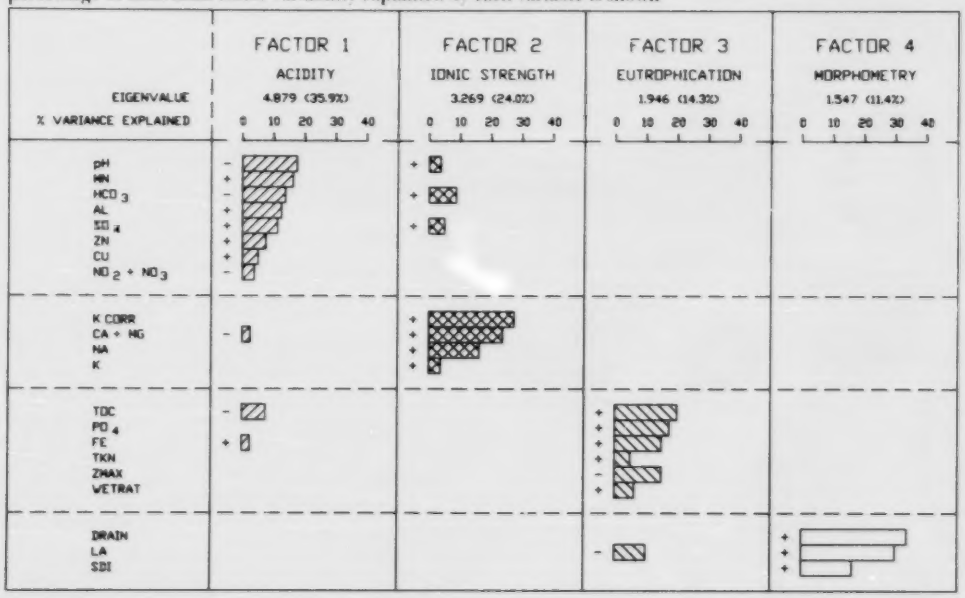


Table 6
Summary statistics (mean ± SD, median) for 31 chemical and physical parameters in lakes sampled in the Ranger Lake and Wanapitei study areas in 1983, according to bedrock sensitivity groups (Ranger Lake—VIXEN and GONG; Wanapitei—high (WHS), moderate (WMS) and low (WLS) sensitivity)

			Wanapitei									Ranger Lake					
			WHS (N = 20)			WMS (N = 24)			WLS (N = 11)			VIXEN (N = 35)			GONG (N = 34)		
Variable	Units		Mean	± SD	Median	Mean	± SD	Median	Mean	± SD	Median	Mean	± SD	Median	Mean	± SD	Median
Lake morphometry																	
1. Lake elevation	ft		1098	79	1050	1040	94	1000	1096	61	1100	1374	153	1450	1582	103	1600
2. Shoreline length	m		1108	566	1080	1947	1304	1708	1584	725	1786	1514	965	1188	2009	1243	1607
3. Lake area	ha	*	4.24	3.08	3.15	8.68	8.33	4.55	6.75	4.85	7.0	6.59	6.28	4.60	9.74	6.73	8.25
4. Riparian area	ha		1.97	1.63	1.50	4.37	6.60	2.35	1.91	2.04	1.90	2.71	6.25	1.10	2.79	5.91	1.30
5. Wetland ratio		*	1.62	0.63	1.48	1.69	0.74	1.53	1.51	0.67	1.28	1.55	0.78	1.33	1.34	0.47	1.17
6. Shoreline development		*	1.57	0.34	1.55	2.00	0.84	1.78	1.82	0.34	1.73	1.78	0.45	1.66	1.82	1.19	1.69
7. Basin area	ha	*	122.8	130.4	63.4	296.1	464.9	81.3	74.1	40.5	74.6	445.4	524.9	230.7	256.8	235.1	160.9
8. Maximum depth	m	*	4.36	2.69	3.40	5.31	3.58	4.50	6.38	4.24	5.20	6.24	5.80	4.60	6.64	6.31	4.50
Lake chemistry																	
9. pH		*	4.75	0.40	4.65	5.50	0.67	5.69	6.09	0.89	6.33	6.57	0.49	6.66	6.17	0.43	6.28
10. Corrected conductivity	$\mu mho \cdot cm^{-1}$	*	27.3	4.9	27.8	31.5	6.6	31.1	39.2	14.0	34.2	33.7	9.2	34.8	23.0	3.3	23.3
11. Water colour	Hazen units		14	13	10	25	18	20	25	17	20	44	32	38	25	16	20
12. Alkalinity (TIP)	$\mu eq \cdot L^{-1}$	*	3.4	12.4	0	37.3	53.2	16.7	119.9	150.4	52.1	141.5	82.7	141.8	50.1	33.9	52.7
13. Calcium	$mg \cdot L^{-1}$	*	2.32	0.74	2.04	3.71	1.23	3.69	5.71	3.49	4.14	4.12	1.21	4.17	2.78	0.65	2.68
14. Magnesium	$mg \cdot L^{-1}$	*	0.56	0.09	0.54	0.74	0.21	0.71	0.88	0.32	0.82	1.03	0.38	1.02	0.61	0.09	0.60
15. Potassium	$mg \cdot L^{-1}$	*	0.49	0.10	0.45	0.55	0.16	0.50	0.71	0.27	0.64	0.62	0.23	0.56	0.53	0.15	0.54
16. Sodium	$mg \cdot L^{-1}$	*	0.79	0.13	0.76	0.94	0.18	0.96	0.91	0.09	0.87	1.04	0.26	1.07	0.72	0.11	0.71
17. Sulphate	$mg \cdot L^{-1}$	*	10.7	1.47	11.4	11.1	2.21	10.6	10.8	0.97	10.7	7.4	1.04	7.4	6.9	0.98	6.9
18. Silica	$mg \cdot L^{-1}$		3.19	1.05	3.08	2.97	1.21	3.05	2.05	1.08	1.87	3.63	1.37	3.71	2.56	1.12	2.54
19. Chloride	$mg \cdot L^{-1}$		0.35	0.15	0.32	0.41	0.16	0.38	0.44	0.09	0.42	0.69	0.15	0.67	0.57	0.15	0.53
20. Nickel	$\mu g \cdot L^{-1}$		13.07	5.91	13.1	8.05	4.51	7.5	9.71	6.35	7.0	0.12	0.24	0.1	0.05	0.05	0
21. Manganese	$\mu g \cdot L^{-1}$	*	104.8	59.4	90.1	47.9	32.6	51.3	69.5	98.8	38.6	13.2	11.3	9.7	14.0	9.3	11.9
22. Aluminum	$\mu g \cdot L^{-1}$	*	396.9	201.3	403.5	189.3	131.9	154.2	152.6	95.2	148.0	115.6	64.2	109.0	149.8	51.9	151.9
23. Copper	$\mu g \cdot L^{-1}$	*	1.95	1.18	2.15	5.42	16.19	1.95	1.73	0.98	1.80	0.97	0.73	1.1	0.67	0.93	0.1
24. Zinc	$\mu g \cdot L^{-1}$	*	10.26	5.81	10.10	7.33	4.99	6.90	6.15	3.59	6.00	5.49	2.95	4.90	7.60	7.39	5.35
25. Iron	$\mu g \cdot L^{-1}$	*	142.1	117.2	101.6	114.9	96.9	87.0	94.5	67.9	73.0	113.9	81.8	87.0	83.2	51.5	77.6
26. Total organic carbon	$mg \cdot L^{-1}$	*	3.66	1.94	3.70	4.86	2.51	4.35	6.15	3.41	6.30	8.75	2.82	9.10	8.27	2.01	8.50
27. Total Kjeldhal nitrogen	$\mu g \cdot L^{-1}$	*	237	119	210	195	254	205	320	188	250	293	78	290	256	0.55	245
28. NH_3	$\mu g \cdot L^{-1}$	*	21.33	11.79	19.05	19.58	10.62	16.30	22.87	8.75	18.50	22.75	7.39	21.90	20.91	7.59	19.00
29. $NO_2 + NO_3$	$\mu g \cdot L^{-1}$	*	11.81	16.51	4.64	11.44	17.66	3.51	10.49	12.11	7.09	60.78	75.57	31.3	17.59	16.35	11.35
30. Total phosphorus	$\mu g \cdot L^{-1}$		5.77	3.04	5.21	4.88	2.62	4.53	3.59	2.32	2.42	2.73	2.15	2.96	3.47	2.48	3.33
31. Soluble reactive phosphorus	$\mu g \cdot L^{-1}$	*	1.14	0.46	1.09	1.41	0.66	1.29	1.47	1.18	0.98	1.21	0.38	1.10	1.35	0.55	1.39

* Variables used in principal factor analysis.

physical and biological data, including fisheries and waterfowl surveys, were included. Data from 123 lakes (69 from Ranger Lake and 54 from Wanapitei) were used.

To reduce the data to the major axes which account for most of the variation between the descriptor variables, a factor analysis was performed. Procedure FACTOR (Statistical Analysis System Institute Inc. 1982) was employed, using the squared multiple correlations of each variable with all the other variables as the prior communality estimate. To aid in the interpretation of the factor loadings, the VARIMAX rotation method was used (Statistical Analysis System Institute Inc. 1982). This is an orthogonal rotation method which simplifies the columns by maximizing the variance of the squared loadings of each column.

The results of the factor analysis performed on the combined data set (N = 123) are summarized in Table 7*a*. The percentages of the individual factor variability explained by each descriptor are illustrated in Figure 9. Four principal factors, accounting for 85.6% of the total rotated variance, were generated. Each is described below:

(1) Factor 1 — Described as the "acidity" axis, factor 1 explains 35.9% of the variance. The chemical variables most strongly associated with factor 1 are all linked to acid deposition from smelting activities. This is apparent from the high positive correlations for several metals (Mn, Al, Zn, Cu and Fe) and sulphate (SO_4^{2-}). The strong negative correlation of pH (–0.888) and bicarbonate (–0.793) on this factor is consistent with this interpretation.

(2) Factor 2 — Described as the "ionic strength" axis, factor 2 explains 24.0% of the variance. The strength of mineral influence in these head-water lakes is reflected in the second factor axis. The content of Ca^{2+} + Mg^{2+}, Na^+ and K^+ load positively on factor 2, as does the associated measure of ionic strength (KCORR). This axis could also be considered a measure of mineral buffering capacity as indicated by positive correlations of pH (+0.355) and bicarbonate (+0.538), in addition to the cations mentioned above. Sulphate has a moderate positive influence (+0.406) on the axis but loads more strongly on factor 1.

(3) Factor 3 — Described as the "eutrophication"[1] axis, factor 3 explains 14.3% of the variance and is defined by both chemical and morphometric parameters that together describe a gradient of trophic conditions. The concentration of organic constituents and nutrients in the water is reflected by positive loadings for TOC, PO_4, Fe and TKN and coincides with the moderately high positive loading for wetland ratio (WETRAT = +0.356), which indicates a high proportion of riparian habitat versus open water in the wetland, indicative of a more mature successional stage. Negative loadings for maximum depth (–0.536) and lake area (–0.429) were also associated with this axis.

[1]The term "eutrophication" is not being used in its proper limnological context, as defined by quantitative characteristics such as total phosphorus, total nitrogen, chlorophyll *a* and Secchi disc transparency (Vollenweider and Kerekes 1982). It does, nevertheless, refer to a gradient of trophic conditions (defined by chemical and physical constituents), ranging from ultra-oligotrophic to oligotrophic and represents actual phases in the maturation of water bodies on the Precambrian Shield.

Table 7a
Principal factor analysis output for 123 lakes in the Ranger Lake and Wanapitei study areas*

		Rotated factor pattern				
		Factor 1 "acidity"	Factor 2 "ionic strength"	Factor 3 "eutro-phication"	Factor 4 "morpho-metry"	Total
	Eigenvalue:	4.879	3.262	1.946	1.547	11.634
Variable	% variance:	35.9%	24.0%	14.3%	11.4%	85.6%
1. pH		−.888	+.355			
2. Mn		+.879				
3. HCO_3		−.793	+.538			
4. Al		+.746	−.265	+		
5. SO_4		+.701	+.406			
6. Zn		+.579	−.284	+		
7. Cu		+.489	+.253			
8. $NO_2 + NO_3$		−.459				
9. NH_3		−.269				
10. KCORR			+.946			
11. Ca + Mg		−.381	+.877			
12. Na			+.749			
13. K			+.343	+		
14. TOC		−.513		+.629	+	
15. PO_4				+.594		
16. Fe		+.342		+.548		
17. ZMAX		−.271		−.536		
18. WETRAT		+		+.356		
19. TKN		−		+.329		
20. DRAIN					+.732	
21. LA				−.429	+.696	
22. SDI					+.532	

* Factor scores are underlined if the correlation coefficient $r > 0.321$ ($p < 0.001$); otherwise $r > 0.254$ ($p < 0.01$). Positive or negative signs alone denote $r > 0.194$ ($p < 0.05$).

Table 7b
Principal factor analysis output for 54 lakes in the Wanapitei study area*

		Rotated factor pattern				
		Factor 1 "acidity"	Factor 2 "ionic strength"	Factor 3 "eutro-phication"	Factor 4 "morpho-metry"	Total
	Eigenvalue:	5.444	2.187	2.172	2.051	11.854
Variable	% variance:	35.7%	14.3%	14.2%	13.4%	77.7%
1. pH		+.916		+		
2. Mn		−.847				
3. HCO_3		+.865		+.359		
4. Al		−.849				
5. SO_4				+.541		
6. Zn		−.834				
7. Cu		−	+.543			
8. $NO_2 + NO_3$					−.445	
9. NH_3					−.391	
10. KCORR		+.548		+.702		
11. Ca + Mg		+.728		+.600		
12. Na		+.364		+.397		
13. K			+.358			
14. TOC		+.443	+.748			
15. PO_4			+.632			
16. Fe		−	+.377	−.588		
17. ZMAX		+	−.445			
18. WETRAT			+.377		−	
19. TKN						
20. DRAIN					+.729	
21. LA					+.785	
22. SDI					+.506	

* Factor scores are underlined if the correlation coefficient $r > 0.443$ ($p < 0.001$); otherwise $r > 0.354$ ($p < 0.001$). Positive or negative signs alone denote $r > 0.273$ ($p < 0.05$).

(4) Factor 4 — Described as the "morphometry" axis, factor 4 explains 11.4% of the variance and is defined solely by positive loadings of physical variables, including lake area (LA), lake shape (SDI) and drainage basin area (DRAIN).

Using the procedures described above, separate factor analyses were performed on Wanapitei and Ranger Lake study lakes. The results of the combined analysis (Table 7*a*) were similar to those obtained for Wanapitei lakes only (Table 7*b*). Nearly one-half of the total variance was explained by factor 1, which was weighted heavily by parameters linked to acid deposition, including pH, Mn, Al and Zn. Factors 2, 3 and 4 contributed almost equally to the overall factor pattern generated comprising 41.9% of the variation. Factors 2 and 3 corresponded closely to the eutrophication and ionic strength factors defined in the combined analysis, whereas factor 4 was again weighted primarily by morphometric parameters.

The Ranger Lake factor output (Table 7*c*) was also similar to the combined scores. The combined factors 1 and 2 explained 58.1% of the 80.3% total rotated variance; however, parameters such as pH, Mn, Al and Zn tended to load onto both factor 1, ionic strength, and factor 2, eutrophication. Factors 3 and 4 explained only 22.2% of the variance. Although factor 3 includes several morphometric parameters, it is difficult to interpret factor 4. While the acidity gradient at Ranger Lake was less well defined than at Wanapitei, other chemical and physical relationships were similar.

The results obtained in the present study are similar to those obtained by Pitblado *et al.* (1980) following an analysis of water chemistry data (23 variables) collected for 187 lakes within 200 km of Sudbury. A principal component analysis showed that most of the chemical variability in these systems was attributable to four components defined as nutrient status, buffering status, atmospheric deposition status and sodium chloride status. In our study, ionic composition, nutrient levels and morphometric parameters combined to describe a major portion of the head-water lake environments measured. Because our waterfowl studies were designed to assess the effects of aquatic ecosystem acidification on a cross-section of head-water lakes in northeastern Ontario, further analyses of habitat correlates were performed using scores from the factor analysis performed on all study lakes combined (Table 7*a*).

2.2. Geochemistry and bedrock sensitivity

To assess the importance of bedrock sensitivity on the geochemistry of study lakes, a one-way analysis of variance (ANOVA) was performed on factor scores derived from the combined factor analysis for lakes grouped by the five bedrock sensitivity classifications defined in Appendix 1. Significant paired comparisons between bedrock sensitivity groups were determined using Tukey's Studentized range test. The results are depicted in Figure 10. Geological influence was substantial in the distribution of scores on both factor 1, acidity, and factor 2, ionic strength.

No significant differences among bedrock types were found on factor 3, eutrophication, and only minor differences were apparent on factor 4, morphometry.

In general, the physiographic features of lakes and watersheds were similar between study areas and among bedrock sensitivity groups (Table 6). These lakes can be described simply as small, shallow head-water lakes with moderately irregular shorelines. Most lakes drain relatively small watersheds, and often contain a well-developed littoral zone community, with considerable riparian habitat composed of ericaceous shrub and graminoid vegetation. The minor differences in lake morphometry between high-sensitivity lakes at Wanapitei (WHS) and both VIXEN and GONG lakes (Fig. 10) can be largely attributed to the rather confined catchment basins and smaller average size of WHS lakes compared with those sampled at Ranger Lake.

Those chemical and physical parameters that describe factor 3, eutrophication, showed no significant differences among bedrock types (Fig. 10). There is little evidence that bedrock sensitivity explains any of the variability in organic carbon content (TOC), nutrient levels (PO_4 and TKN) or lake morphometry (ZMAX, WETRAT and LA). Although arbitrary in nature, the fixed boundary system for trophic categories proposed by Vollenweider and Kerekes (1982) does provide a clear definition of trophic terminology. The majority of lakes sampled in our study (64 and 43% at Ranger Lake and Wanapitei, respectively) would be classed as ultra-oligotrophic (TP $\leq$ 4.0 $\mu g \cdot L^{-1}$), with the remaining lakes categorized as oligotrophic (TP $\leq$ 10.0 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Table 8). Fewer than 3% (N = 3) of the lakes sampled could be considered mesotrophic (TP = 10–35 $\mu g \cdot L^{-1}$). In our study, median levels of total phosphorus (TP) ranged from 2.4 $\mu g \cdot L^{-1}$ (WLS) to 5.2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (WMS) (Table 8), and are, on average, lower than levels found in dilute soft-water lakes elsewhere in the Precambrian Shield (ca. 7 $\mu g \cdot L^{-1}$ at the Experimental Lakes Area) (Armstrong and Schindler 1971). Average total nitrogen (TN = TKN + (NO_2 + NO_3) + NH_3) levels ranged from a low of 224.8 $\mu g \cdot L^{-1}$ (WMS) to 343.2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (VIXEN). Phosphorus is clearly the element in short supply in these dilute head-water lakes. The ratio of total nitrogen (TN) to total phosphorus (TP) was particularly high for the least sensitive bedrock groups in either study area (VIXEN (118:1) and WLS (115:1) lakes), compared with the moderate (WMS = 50:1) and high (WHS = 45:1) sensitivity systems at Wanapitei (Table 8).

Pitblado *et al.* (1980) found that nutrient status was extremely important in characterizing lakes in the greater Sudbury area and suggested that it reflected the overriding influence of nutrient abundance in lentic systems. However, the productive nature of many lakes sampled was directly related to cultural eutrophication, as many lakes contained considerable shoreline (cottage) development. Although Yan and Miller (1984) detected remarkably high average NO_2 + NO_3 levels in acidic lakes close to Sudbury (Table 8), Pitblado *et al.* (1980) found no relationship between nutrient

Table 7c
Principal factor analysis output for 69 lakes in the Ranger Lake study area*

		Rotated factor pattern				
		Factor 1 "acidity"	Factor 2 "ionic strength"	Factor 3 "eutro-phication"	Factor 4 "morpho-metry"	Total
	Eigenvalue:	5.386	3.682	1.759	1.701	12.528
Variable	% variance:	34.5%	23.6%	11.3%	10.9%	80.3%
1. pH		+.816	-.400			
2. Mn		-.407	+.514	+		
3. HCO_3		+.893	-			
4. Al		-.470	+.741			
5. SO_4		+	+.585			
6. Zn		-.429	+.379		+.401	
7. Cu		+			+.580	
8. $NO_2 + NO_3$		+.462		+.439	+	
9. NH_3					+.652	
10. KCORR		+.959				
11. Ca + Mg		+.946				
12. Na		+.875				
13. K		+		-.419	+.367	
14. TOC			+.664			
15. PO_4		-	+.574	-		
16. Fe			+.755			
17. ZMAX			-.606	+	+.377	
18. WETRAT					-.496	
19. TKN			+.377			
20. DRAIN		+		+.664		
21. LA		-	-.392	+.609		
22. SDI				+.446		

* Factor scores are underlined if the correlation coefficient $r > 0.379$ ($p < 0.001$); otherwise $r > 0.302$ ($p < 0.01$). Positive or negative signs alone denote $r > 0.232$ ($p < 0.05$).

Figure 10
Comparisons among bedrock sensitivity groups (Ranger Lake—VIXEN and GONG; Wanapitei—high (WHS), moderate (WMS) and low (WLS) sensitivity) for each of the four factors, illustrated by the 95% confidence intervals about the average factor scores. Significant differences between bedrock types (using Tukey's multiple-range test) are also depicted

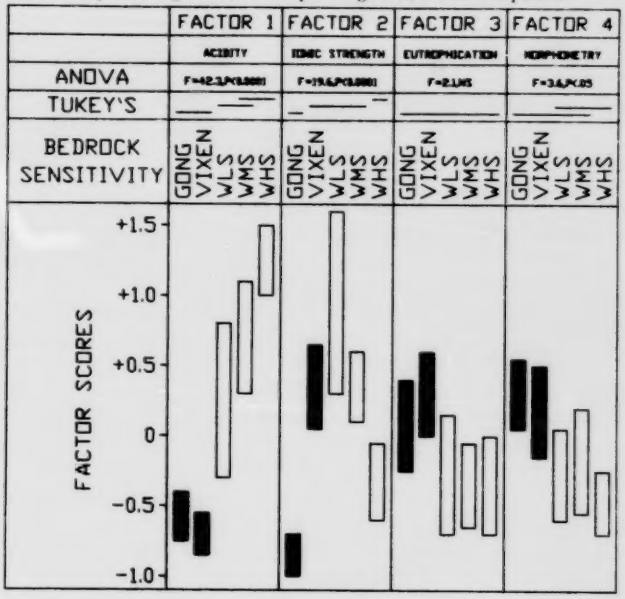


Table 8
Comparison of average nutrient levels ($\mu g \cdot L^{-1}$) and nutrient ratios in study lakes, including the Sudbury Environmental Study (SES) lakes (modified from Yan and Miller 1984), according to bedrock sensitivity groups (Ranger Lake—VIXEN and GONG; Wanapitei—high (WHS), moderate (WMS) and low (WLS) sensitivity)*

Location	N	Distance from Sudbury, km	Parameter, $\mu g \cdot L^{-1}$** TP	TN	TKN	$NO_2 + NO_3$	NH_3	Ratio TIN/TN	TN/TP
SES									
Hannah		4	5.7	743.3	150	576.0	17.3	0.798	130.4
Middle		5	7.3	660.0	180	442.0	38.0	0.727	90.4
Lohi		11	6.1	338.5	193	76.9	68.6	0.429	55.5
Clearwater		13	6.5	199.8	102	61.6	36.2	0.489	30.7
Labelle		27	10.7	300.9	256	20.3	24.6	0.149	28.1
Nelson		28	4.6	218.2	178	21.3	18.9	0.184	47.4
Mountaintop		52	6.4	251.6	191	36.5	24.1	0.241	39.3
Wanapitei									
WHS	20	56	5.8	270.1	237	11.8	21.3	0.123	46.6
			(5.2)	(233.7)	(210)	(4.6)	(19.1)	(0.101)	(44.9)
WMS	24	58	4.9	226.0	195	11.4	19.6	0.137	46.1
			(4.5)	(224.8)	(205)	(3.5)	(16.3)	(0.088)	(49.9)
WLS	11	44	3.6	353.4	320	10.5	22.9	0.095	98.2
			(2.4)	(275.6)	(250)	(7.1)	(18.5)	(0.093)	(114.8)
Ranger Lake									
GONG	34	210	3.5	294.5	256	17.6	20.9	0.131	84.1
			(3.3)	(275.4)	(245)	(11.4)	(19.0)	(0.110)	(83.5)
VIXEN	35	230	2.7	376.6	293	60.8	22.8	0.222	139.5
			(2.9)	(343.2)	(290)	(31.3)	(21.9)	(0.155)	(118.3)

* Median values are expressed in parentheses.
** Abbreviations used: TP = total phosphorus; TN = [TKN + NH_3 + (NO_2 + NO_3)]; TKN = total Kjeldhal nitrogen; TIN = [NH_3 + (NO_2 + NO_3)].

status and proximity to Sudbury. In our study, concentrations of nitrogen and phosphorus were unrelated to smelter influence and were characteristic of most dilute, oligotrophic lakes on the Precambrian Shield. Variations in nutrient levels reflect the influence of morphometric and lithological factors or natural loadings of nutrients (particularly phosphorus) to these lakes.

Although physically similar, the ionic and trace metal composition of study lakes varied dramatically between study areas and among bedrock sensitivity groups. Major differences in surface water acidity were found between the two study areas (Fig. 11). Whereas a broad range of lake pH occurred across both areas, more than 66% of the lakes sampled at Wanapitei were acidic (pH < 5.5), compared with less than 10% at Ranger Lake. The results of the factor analysis suggest that a gradient of acidification exists between the two areas, ranging from heavily stressed and acidic lakes situated on moderately to highly sensitive bedrock at Wanapitei (WMS and WHS) to less heavily affected lakes located on less sensitive bedrock in both study areas (WLS, VIXEN and GONG) (Fig. 10). In the greater Sudbury area, Pitblado *et al.* (1980) found that both buffering status and atmospheric deposition status of lakes were related to the impact of atmospherically conveyed contaminants from the Sudbury smelting complex, as well as to the moderating influences of bedrock lithology. Brousseau *et al.* (1985) examined the role of bedrock and surficial geology in determining the sensitivity to acidification of lakes in the Thunder Bay area. They found that, in an area receiving low to moderate acid deposition, the small head-water lakes with low drainage basin/lake area ratios were extremely sensitive to acidification (alkalinity < 40 $\mu eq \cdot L^{-1}$).

To show the degree of acidification of our study lakes, standard empirical relationships were employed using non-marine adjusted ion balance data. Comparisons of the chemical composition of fresh waters in unpolluted and polluted areas of Scandinavia and eastern North America are presented in Appendix 7. The ionic composition of lake water changes in response to acid deposition. The alteration

Figure 11
Comparison between lake pH distributions in the Ranger Lake and Wanapitei study areas

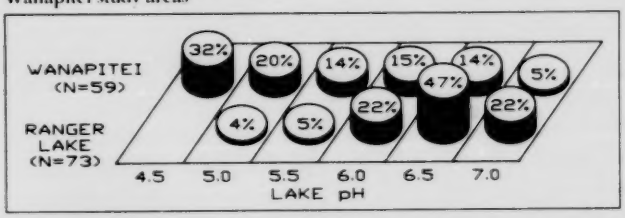
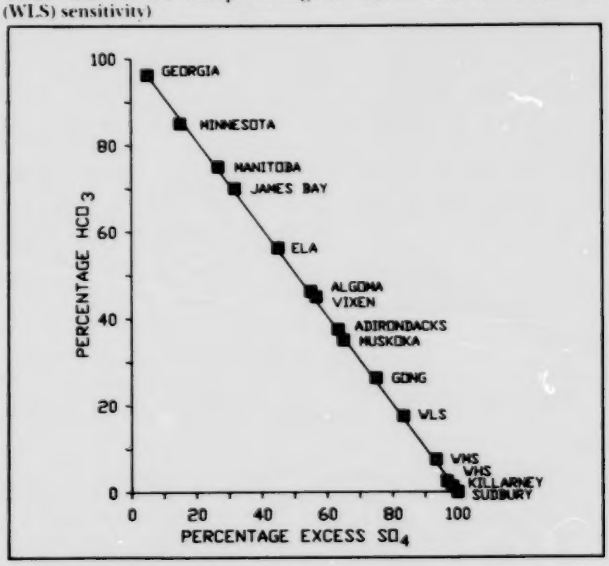


Figure 12.
The linear relationship between the percentage composition of bicarbonate (HCO_3^-) versus excess sulphate (SO_4^{2-}) anions in polluted and unpolluted fresh waters in eastern North America and comparisons among bedrock sensitivity groups in the present study (Ranger Lake—VIXEN and GONG; Wanapitei—high (WHS), moderate (WMS) and low (WLS) sensitivity)



is usually manifested as decreased acid-neutralizing capacity (i.e., alkalinity, HCO_3^-) and increased excess sulphate (SO_4^{2-}) concentrations; little, if any, change is detected in the relative concentrations of cations (Henriksen 1982).

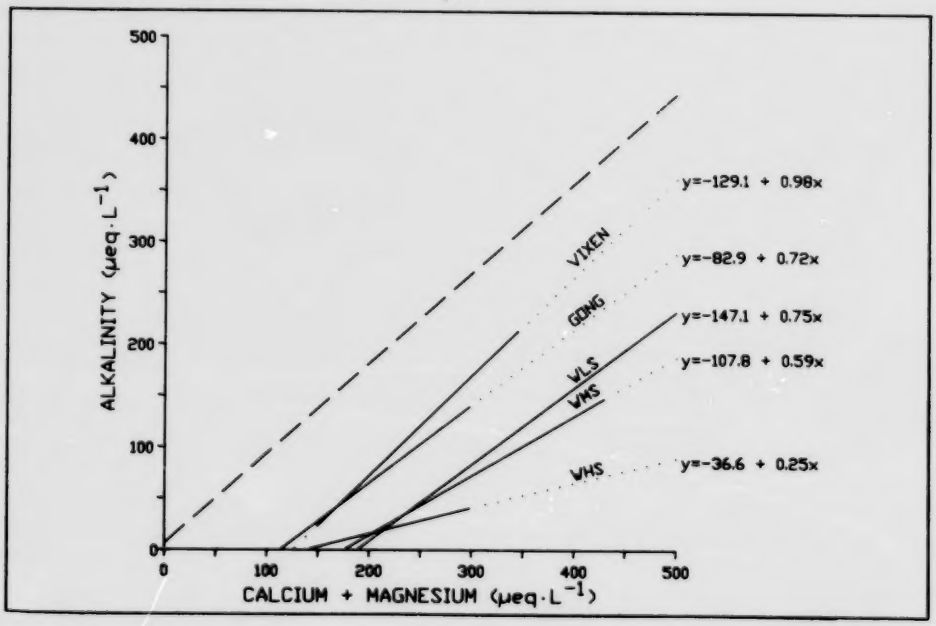
Given the predictable nature of these changes, it is possible to evaluate the influence of geography on acid deposition effects by comparing appropriate ion ratios. The alkalinity to excess sulphate (Alk:SO_4^{2-}) ratio provides a direct indication of the sulphate for bicarbonate replacement that occurs during the acidification process. It will range from large values (>10) when buffering is abundant (i.e., in relatively insensitive terrain) and SO_4^{2-} is low (i.e., low deposition areas) to values of zero when alkalinity is zero. In a recent evaluation of the regional acidification of lakes in eastern Canada using ion ratios, Jeffries (1986) illustrated that a large area of south-central Ontario (Muskoka–Haliburton) and southern Quebec (Laurentians) has been acidified, with the most dramatic evidence of acidification found in smaller areas of Nova Scotia and New Brunswick where terrain sensitivity is high and deposition is moderate. In unpolluted areas, the proportion of HCO_3^- in lake water exceeds SO_4^{2-}, as is the case in the Experimental Lakes Area of north-western Ontario (Beamish *et al.* 1976) and elsewhere in eastern Canada (Fig. 12 and App. 7).

In the present study, excess sulphate (SO_4^{2-}) concentrations are uniformly high at Wanapitei (median = 10.9 mg·L^{-1}, range 7.85–16.3), with correspondingly low Alk:SO_4^{2-} ratios exhibited. Similar ion balance data have been obtained from other Sudbury locations (Yan and Miller 1984) and Killarney (Beamish and Harvey 1972) (Fig. 12). Excess SO_4^{2-} concentrations were, on average, lower at Ranger Lake (median = 7.27 mg·L^{-1}, range 4.58–9.66), and overlapped Alk:SO_4^{2-} balances for lakes in south-central Ontario (Muskoka–Haliburton) (Dillon *et al.* 1980), in the Laurentian Mountain region of Quebec (Rodrigue and DesGranges 1986) and the Adirondack Mountain region of the north-eastern U.S.A. (Charles 1985).

The Alk:SO_4^{2-} ratio also differed dramatically among bedrock sensitivity groups in the present study (Fig. 12). These results may be attributed to the combined influence on water quality of the high deposition from the point source in Sudbury and/or high terrain sensitivity. At Wanapitei, the average Alk:SO_4^{2-} ratios decline from low (WLS = 0.24) to moderate (WMS = 0.08) to high (WHS = 0.02) bedrock sensitivities. This result is not a function of local variability in sulphate inputs, because no obvious correlation was found between smelter distance and either lake pH or bedrock types (Fig. 5). Low-sensitivity lakes (WLS) are clustered between 38 and 57 km of the smelter (mean = 46 km), and yet are characterized by relatively high pHs (median = 6.33), whereas the most sensitive lakes (WHS) (median pH = 4.65) were on average 55 km (range 43–64 km) from the smelter. These results show that lake buffering capacity in an acid-stressed area was related to the bedrock and surficial geology of the watershed, as was found in lakes sampled in the less heavily impacted Thunder Bay area (Brousseau *et al.* 1985). Despite uniformly high lake SO_4^{2-} levels at Wanapitei, bedrock geochemistry clearly sustains relatively normal major ion chemistry in certain lakes. All lakes with calcareous material in their watersheds (WLS; see App. 1) had elevated alkalinities, regardless of surficial geology. At Ranger Lake, SO_4^{2-} concentrations were nearly balanced by HCO_3^- in the moderately well-buffered VIXEN area (0.92), but were substantially lower in the moderately sensitive GONG area (0.37) (Fig. 12). Glacial lacustrine and outwash deposits found in the VIXEN area were associated with higher alkalinities on sensitive bedrock terrain, whereas glacial ground and end moraines contributed less to the acid-neutralizing capacity of lakes in the GONG area.

In our study, all lakes exhibited a bicarbonate (HCO_3^-) deficiency, as determined by the alkalinity versus Ca^{2+} + Mg^{2+} relationship (Alk : Ca^{2+} + Mg^{2+}) (Henriksen 1982) (Fig. 13). In systems unaffected by acid precipitation,

Figure 13.
Least squares regression between alkalinity (HCO_3^-) and the sum of calcium and magnesium (Ca^{2+} + Mg^{2+}) content (μeq·L^{-1}) for bedrock sensitivity groups (Ranger Lake–VIXEN and GONG; Wanapitei–high (WHS), moderate (WMS) and low (WLS) sensitivity). The "unpolluted dashed line" gives the pre-acidification relationship



the Ca and Mg content should balance the bicarbonate component, because alkalinity is derived from the weathering of calcareous materials that comprise the carbonate–bicarbonate buffer system (Henriksen 1982). Hence, the Alk : $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ ratio responds in a predictable manner to differing SO_4^{2-} levels, with the magnitude of the response (i.e., the ratio sensitivity) directly reflecting the terrain's capability of supplying basic cations and bicarbonate (Jeffries 1986). The Alk : $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ ratio will decrease from a value near unity (for the ideal clear lake experiencing low deposition) to zero as the alkalinity is exhausted, to negative values as the lake becomes increasingly acidic. In Figure 13, the extent of acidification is expressed by the distance below the "unpolluted" line where Alk = 0.91 ($Ca^{2+} + Mg^{2+}$). Of the 124 lakes sampled, 36% were located on terrain dominated by silicate rocks with a thin glacial overburden (GONG and WHS) and were, without exception, poorly buffered (App. 1). The remaining lakes showed a much broader range in buffering capacity attributable to the presence of thick calcareous overburden (VIXEN) or to either non-granitic (WLS) or conglomerate (WMS) underlying bedrock. At Wanapitei, lakes situated on highly sensitive bedrock (WHS) displayed almost no acid-neutralizing capacity whatsoever (slope = 0.25, $R = 0.85$, $p < 0.001$), a consequence of the naturally low buffering potential of the underlying bedrock having been completely exhausted by high SO_4^{2-} inputs over a number of decades. Other Wanapitei area lakes contained moderate (WMS: slope = 0.59, $R = 0.81$, $p < 0.001$) to substantial (WLS: slope = 0.75, $R = 0.98$, $p < 0.001$) buffering capacities. At Ranger Lake, the acid-neutralizing capacity was higher for both GONG (slope = 0.72, $R = 0.78$, $p < 0.001$) and particularly VIXEN (slope = 0.98, $R = 0.93$, $p < 0.001$) lakes.

The concentration of major cations (excluding H^+) decreased in the order $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^+ > K^+$ in both areas. The relative proportions of major cations, expressed as the percentage of total cations (sum of $Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+ + H^+$) in Table 9, were consistent among bedrock sensitivity groups, with the exception that H^+ increased in relative importance in lakes situated on highly sensitive bedrock at Wanapitei (WHS). However, overall concentrations of cations, and in particular Ca^{2+} and Mg^{2+}, were much higher in WLS, WMS and VIXEN study lakes compared with WHS and GONG lakes (Table 9). The significant differences observed in factor 2, ionic strength (Fig. 10), reflect the enhanced buffering capacity present in WLS, WMS and VIXEN bedrock groups, compared with the rather dilute nature of GONG and WHS lakes. The geochemical similarity between GONG and WHS lakes, in particular, suggests that the potential for severe lake acidification exists with continued additions of sulphate to GONG lakes.

In instances of extreme acidification, the major ion content may be elevated (Yan and Miller 1984). Elevated levels of major cations (in particular Ca^{2+} and Mg^{2+}) have been observed in lakes near Sudbury that have been acidic for several decades, mainly because of increased rates of weathering in watersheds close to the point sources. Similarly, Yan and Miller (1984) attributed the decline in total anion levels in Sudbury Environmental Study lakes with increasing distance from Sudbury to elevated sulphate concentrations, arising primarily from the dry deposition of SO_2 in the immediate vicinity (within 20 km) of Sudbury. Elevated levels of major cations and anions were not observed in Wanapitei area lakes in our study; the levels were comparable with those of non-acidic lakes in south-central Ontario (Muskoka–Haliburton) and southern Quebec (Laurentians and Appalachians) (App. 7).

Trace metal concentrations also contributed to the significant trends observed on the acidity axis (Fig. 10). Concentrations of certain metals (including Cu, Ni, Zn and Fe) can be elevated in acid-stressed lakes because of increased atmospheric deposition (Beamish and VanLoon 1977; Jeffries and Snyder 1980). Acidification also increases the dissolution and mobilization of many elements—including Ag, Al, Cd, cobalt (Co), mercury (Hg), Mn, Ni, Pb and Zn—from soils in the watershed or from surface sediments of

Table 9
Comparison of average concentrations ($\mu eq \cdot L^{-1}$) and percentage composition of major ions (corrected for sea salts), according to bedrock sensitivity groups (Ranger Lake—VIXEN and GONG; Wanapitei—high (WHS), moderate (WMS) and low (WLS) sensitivity)

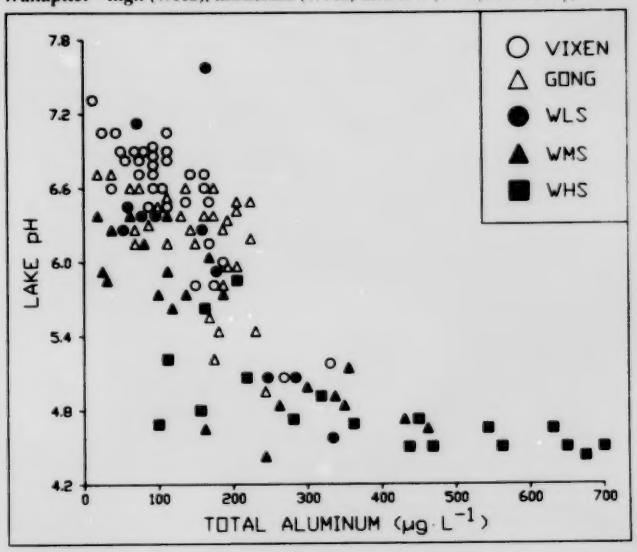
	Wanapitei												Ranger Lake							
	WLS ($N = 11$)				WMS ($N = 24$)				WHS ($N = 20$)				GONG ($N = 34$)				VIXEN ($N = 32$)			
	Mean		Median		Mean		Median		Mean		Median		Mean		Median		Mean		Median	
Major ions	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%
Hydrogen	4.3	1.7	NA*	0.2	8.6	3.2	NA	0.8	23.8	11.3	NA	11.4	1.3	0.7	NA	0.3	0.8	0.5	NA	0.1
Calcium	284.6	66.2	206.1	66.9	184.8	61.2	183.8	61.1	115.5	51.3	101.3	50.3	138.0	63.1	132.9	62.3	195.2	62.4	197.5	62.4
Magnesium	70.4	18.3	65.6	18.7	58.8	19.9	55.4	18.5	43.8	19.9	42.3	19.3	46.8	21.7	45.4	21.9	73.7	23.7	76.0	23.3
Potassium	18.1	5.2	16.1	4.1	13.7	4.8	12.4	4.4	12.4	5.8	11.4	5.4	13.1	6.2	13.3	6.0	14.9	5.1	13.7	4.6
Sodium	29.2	8.6	27.8	7.6	31.0	10.7	32.5	10.1	25.9	11.8	26.0	11.2	17.8	8.3	18.3	7.9	26.9	8.4	28.5	8.5
Total cations	406.5		318.6		297.0		276.0		221.4		210.1		217.1		211.9		308.7		318.5	
Bicarbonate	119.8	25.8	52.0	19.0	37.3	11.5	16.7	7.9	3.4	1.1	0	0	50.0	24.3	52.6	26.0	132.2	41.9	141.0	45.7
Sulphate	224.1	74.1	221.1	80.9	229.9	88.4	217.9	91.8	221.1	98.8	236.2	99.9	142.8	75.6	141.7	73.7	154.1	57.8	153.7	53.7
Nitrate	0.2	0.1	1.0	0.1	0.2	0.1	1.0	0.3	0.2	0.1	1.0	0.1	0.3	0.1	1.0	0.3	0.9	0.3	1.0	0.6
Total anions	344.1		274.9		267.7		237.7		225.6		236.3		193.1		191.8		287.3		293.4	
	Mean		Median		Mean		Median		Mean		Median		Mean		Median		Mean		Median	
Water colour	25		20		25		20		14		10		25		20		44		38	
Organic Anion†	57.5		60.2		39.9		34.3		26.3		26.1		76.1		77.6		82.7		87.6	
Organic Anion‡	62.4		60.9		30.7		26.0		−4.2		−9.9		23.9		25.7		24.3		23.9	
Anions + Organic Anion‡	401.6		321.1		307.5		279.5		251.0		246.4		269.3		261.3		373.5		385.6	

* NA = data not available.
† From Oliver *et al.* 1983.
‡ Organic Anion† = cations − anions.

acidic lakes (Wright and Gjessing 1976; Schindler *et al.* 1980; Campbell and Stokes 1985). Aluminum and Mn are particularly good indicators of watershed acidification because they are readily mobilized from soils by mineral acids and occur naturally at low levels in lakes on the Precambrian Shield (Scheider *et al.* 1979). In our study, both Al and Mn contributed to the gradient of acidity defined by factor 1. In both areas, Al and Mn were negatively correlated with pH (r_s = −0.72 and −0.58 at Ranger Lake and r_s = −0.81 and −0.81 at Wanapitei, respectively).

Acidification of fresh waters can influence metal–organism interactions in at least two ways: the decrease in pH may affect metal speciation in solution, or it may affect biological sensitivity at the level of the cell surface. In their review of acidification and toxicity of metals to aquatic biota, Campbell and Stokes (1985) concluded that a pH-dependent biological response has been documented over a realistic range of H^+ and metal concentrations for 6 of the 10 metals mentioned above (Al, Cd, Cu, Zn and, to a lesser extent, Hg and Pb). For those organisms that are inherently sensitive to pH values above 6, the pH–metal interactions are of little interest. However, for aquatic biota that can tolerate pH levels between 6 and 5, these interactions may be important, as this level of acidification (pH 6–5) corresponds to that at which a number of metals are mobilized (H^+–Al and H^+–Hg interactions). For example, lethal limits for Al have been set as low as 70 $\mu g \cdot L^{-1}$ for sensitive salmonids, although 200 $\mu g \cdot L^{-1}$ is the generally accepted level (Cronan and Schofield 1979). In lakes with pH greater than 6 in the present study, total aluminum levels rarely exceeded 200 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Fig. 14). Elevated Al levels were more pronounced at Wanapitei where the proportion of low pH/high Al levels (>200 $\mu g \cdot L^{-1}$) followed the general gradient of lake acidity from low (WLS = 27%) to moderate (WMS = 38%) to high (WHS = 80%) bedrock sensitivities. A similar pattern also existed for Mn levels, with average

Figure 14
Relationship between lake pH and total aluminum levels ($\mu g \cdot L^{-1}$) by bedrock sensitivity groups (Ranger Lake—VIXEN and GONG; Wanapitei—high (WHS), moderate (WMS) and low (WLS) sensitivity)



levels at Ranger Lake (median = 10.7 $\mu g \cdot L^{-1}$) substantially lower than at Wanapitei (median = 59.5 $\mu g \cdot L^{-1}$), and well below average estimates for two non-acidic lakes (Labelle and Nelson) near Sudbury and assorted Muskoka–Haliburton lakes (Table 10).

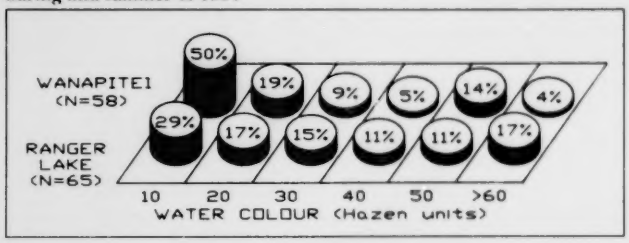
Yan and Miller (1984) reported that levels of Zn, Cu and Ni were elevated in acidic Sudbury Environmental Study lakes and concluded that this was a result of direct deposition. With the exception of Fe, which is a major lithological element, levels of metals in their study lakes

Table 10
Comparison of average trace metal levels ($\mu g \cdot L^{-1}$) in study lakes*

Location	N	Distance from Sudbury, km	Parameter, $\mu g \cdot L^{-1}$ Cu	Ni	Zn	Fe	Al	Mn
SES								
Hannah		4	1108.0	1865.0	120.0	47.0	1097.0	340.0
Middle		5	496.0	1068.0	91.3	143.0	–	354.0
Lohi		11	83.6	254.0	41.6	90.0	–	284.0
Clearwater		13	81.3	278.0	39.2	88.2	381.0	290.0
Labelle		27	4.8	12.7	10.6	73.0	73.3	74.8
Nelson		28	22.0	17.1	18.3	60.8	86.6	63.1
Mountaintop		52	24.0	12.2	28.0	215.0	440.0	120.0
Wanapitei								
WHS	20	56	1.9	13.1	10.3	142.1	396.9	104.8
			(2.2)	(13.1)	(10.1)	(101.6)	(403.5)	(90.1)
WMS	24	58	5.4	8.1	7.3	114.9	189.3	47.9
			(1.9)	(7.5)	(6.9)	(87.0)	(154.2)	(51.3)
WLS	11	44	1.7	9.7	6.2	94.5	152.6	69.5
			(1.8)	(7.0)	(6.0)	(73.0)	(148.0)	(38.6)
Ranger Lake								
GONG	34	210	<1	<1	7.6	83.2	149.8	14.0
					(5.4)	(77.6)	(151.9)	(11.9)
VIXEN	35	230	<1	<1	5.5	113.9	115.6	13.2
					(4.9)	(87.0)	(109.0)	(9.7)
Muskoka–Haliburton	15	214	<2	<2	5.0	98.0	42.0	33.0
					(3.8)	(20–230)	(8–91)	(15–71)

* Data from the Sudbury Environmental Study (SES) lakes are averages from 1976–78 data (modified from Yan and Miller 1984). Data from the present study are presented according to bedrock sensitivity groups (Ranger Lake—VIXEN and GONG; Wanapitei—high (WHS), moderate (WMS) and low (WLS) sensitivity). Median values are expressed in parentheses. Muskoka–Haliburton data (Dillon *et al.* 1980) are expressed as means with range in parentheses.

Figure 15
Comparison between the distributions of water colour (Hazen units) in littoral samples collected in the Ranger Lake and Wanapitei study areas during mid-summer of 1984



decreased with increasing distance from Sudbury (Table 10). Acid deposition in lakes studied by Pitblado *et al.* (1980) was indicated by high concentrations of SO_4^{2-}, Cu, Ni, Zn and Pb, with lakes north of Lake Wanapitei showing a noticeable influence of atmospheric deposition compared with lakes farther away from Sudbury. In our study, levels of Cu and Zn were only marginally higher in low- and moderate-sensitivity lakes at Wanapitei compared with either Ranger Lake or Muskoka–Haliburton lakes (Table 10). Nickel levels were uniformly higher at Wanapitei compared with Ranger Lake and might indicate the influence of direct deposition of this element.

In recent years, declines in trace metal emissions from Sudbury smelters have accompanied SO_2 emission reductions (Keller and Pitblado 1986). The reduced concentrations of Ni and Cu in many Sudbury area lakes may be of considerable biological importance, as alone, or in combination, high concentrations of these metals may be toxic to aquatic biota, particularly in association with low pH. In their comparison of average trace metal concentrations, Keller and Pitblado (1986) found that only a relatively small proportion of lakes (7 and 22%, respectively) had average Ni and Cu concentrations exceeding Ministry of Environment (1978) objectives (25 and 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ for Ni and Cu, respectively) during the 1981–83 surveys compared with 1974–76 surveys (8 and 62% for Ni and Cu, respectively). Only 3 of the 55 lakes sampled at Wanapitei exceeded the 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ level for Cu; no lakes sampled exceeded the 25 $\mu g \cdot L^{-1}$ level for Ni. Lead and Cd levels were barely detectable in surface waters sampled in the present study.

2.3. Organic acidity of surface waters

Mid-summer water samples collected in the littoral zone (< 1 m) of lakes in the present study ranged from clear to tea-coloured, with dark, humic waters occurring infrequently (Fig. 15). Average water colour estimates were substantially higher at Ranger Lake (median = 30 Hazen units) compared with Wanapitei (median = 18 Hazen units), with 17% of the lakes sampled at Ranger Lake noticeably coloured (≥ 55 Hazen units). At Wanapitei, 69% of the lakes sampled were clear (≤ 25 Hazen units) compared with only 46% at Ranger Lake. With the exception of VIXEN lakes (median = 38 Hazen units), median colour values were 20 Hazen units or less for all bedrock sensitivity groups (Table 9), with values ranging from 5 to 55 Hazen units. For both study areas, a good relationship exists between water colour and dissolved organic carbon content (TOC) (r_s = 0.87 and 0.77, $p < 0.0001$, for Ranger Lake and Wanapitei, respectively). Organic carbon (TOC) content was a significant parameter in both factor 1, acidity, and factor 3, eutrophication (Fig. 9), and provides a good indication of aquatic ecosystem productivity. Within the range of head-water lakes sampled, clear, acidic waters were rather dilute in nature, and were more characteristic of ultra-oligotrophic conditions, whereas non-acidic, coloured waters often represented more productive wetlands, many of which bordered on mesotrophic conditions.

The toxicity of Al to aquatic biota may be greatly reduced through binding by organic acids (Baker and Schofield 1982). The ability of organic acids to bind Al and remove or greatly reduce its toxicity to biota could vary with the composition of the organic acidity, the levels of Al in the system and the pH of the system (ESSA 1986). It is unlikely that metal complexation by organic matter would severely limit potential toxicity of Al in our study lakes, given the rather low average levels of DOC recorded (Table 9).

Recent studies in Nova Scotia (Kerekes *et al.* 1984) and elsewhere (Gorham and Detenbeck 1986) have demonstrated problems associated with sulphate determinations in coloured, humic waters. These findings are particularly relevant in view of increased concerns about the relative importance of organic anions in the acidity of fresh-water systems receiving mineral acids in the form of airborne pollutants. Until recently, many studies investigating acidification effects in fresh waters have used the methyl thymol blue (MTB) method for sulphate (SO_4^{2-}) determination. Compared with ion chromatography (IC), the MTB method overestimates SO_4^{2-} in coloured waters (Cronan and Schofield 1979), thereby underestimating the contribution of organic anions to the dissociated hydrogen ion (H^+) concentrations of these surface waters.

In the present study, MTB SO_4^{2-} determinations were used in the calculation of charge balances (Table 9). To assess the analytical error introduced by MTB SO_4^{2-} determinations and evaluate the importance of organic acidity in our study lakes, charge balances were calculated by the Oliver *et al.* (1983) equation as follows:

$$\text{Organic Anion}^2 = K * Cl/(K + H^+) \quad [2]$$

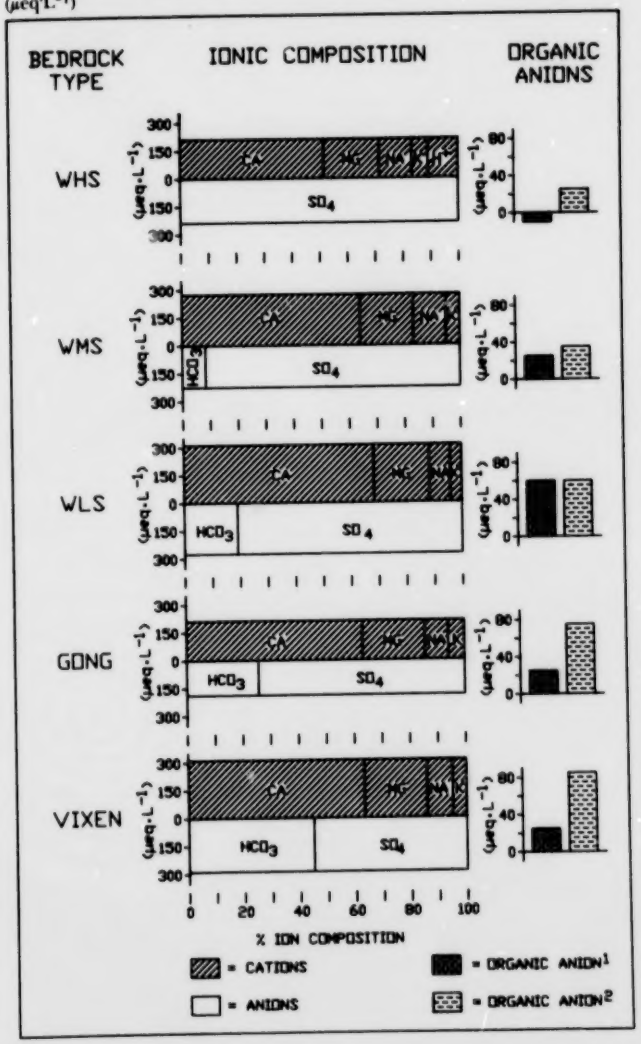
where Organic Anion^2 = organic anion concentration ($\mu eq \cdot L^{-1}$)
K = 10^{-pK}
pK = $0.958 + 0.90\ pH - 0.039\ (pH)^2$
Cl = $10 \times DOC$ = organic acid concentration ($\mu eq \cdot L^{-1}$)
DOC = dissolved organic carbon concentration ($mg \cdot L^{-1}$)

The traditional calculation of organic anion content using the deficit relationship (Organic Anion^1 = cations – anions (using MTB SO_4^{2-})) provides a reasonably good charge balance in the more dilute, clear-water systems at Wanapitei (WHS, WMS and WLS) (Fig. 16), where the combined influence of the SO_4^{2-} overestimation and organic anion content would be negligible. In the VIXEN and GONG areas, however, the deficit relationship (Organic Anion^1) explains only a fraction of the measurable Organic Anion^2 content. Overestimation of SO_4^{2-} levels would explain only a portion of the discrepancy between Organic Anion^2 and the deficit estimate (Organic Anion^1). However, the results of recent (May 1985) testing using duplicate measurements of both MTB and IC SO_4^{2-} determinations in 75 peatland water samples at Ranger Lake and Wanapitei (McNicol, unpubl.) indicate a good correlation (R^2 = 0.97) between the two estimates, with the following regression equation generated from the relationship:

$$SO_4^{2-}(IC) = 0.09 + (0.914 \times SO_4^{2-}(MTB)) - (0.0118 \times Colour) \quad [3]$$

where SO_4^{2-}(IC) and SO_4^{2-} (MTB) are expressed as $mg \cdot L^{-1}$, and Colour is expressed in Hazen units. Using mean values

Figure 16
The percentage composition and concentrations ($\mu eq \cdot L^{-1}$) of major ions by bedrock sensitivity groups (Ranger Lake—VIXEN and GONG; Wanapitei—high (WHS), moderate (WMS) and low (WLS) sensitivity), and comparisons between two estimates of organic anion concentrations ($\mu eq \cdot L^{-1}$)



for SO_4^{2-} and water colour from Table 9, the above equation predicts the following overestimates of sulphate ions using MTB: WHS = +10.2%, WMS = +11.6%, WLS = +11.7%, GONG = +13.0%, and VIXEN = +16.8%. The overestimate using the MTB method, over the range of water colours present in head-water lake samples, would rarely exceed 17% of the IC measurement. Including other cations (Al^{3+}, Fe^{3+}, Mn^{2+} and NH_4^+) in the calculation of total cations would improve charge balances considerably at Ranger Lake (GONG—Organic Anion^1 = 45.3; VIXEN—Organic Anion^1 = 43.6), but the reverse would be true at Wanapitei (WLS = 86.5, WMS = 58.7 and WHS = 49.9).

Although the results are inconclusive, the data suggest that inaccuracies in charge balance calculations, arising from MTB SO_4^{2-} measurements, would be minimal over the range of water colour and organic carbon content in this study. Only in a small percentage of lakes studied, particularly at Ranger Lake, would organic anions constitute a major ionic constituent, but they would not contribute substantially to the acidity of these systems.

3. Biological response to lake acidification

3.1. Fish community structure

Much of the historical information on fish communities in Ontario deals specifically with the large game species. In the sensitive region between the Algonquin highlands and Sault Ste. Marie, lake trout (*Salvelinus namaycush*), brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and centrarchid communities are common. However, the breakdown of fish communities by lake-size categories in this region confirmed that lakes with no fish or no game fish are mostly less than 10 ha in size (Minns 1981). Head-water lakes, which are most susceptible to acidification and include aquatic habitats most exploited by waterfowl (Fig. 8), are not necessarily critical habitat for most large game fish. However, trophic relationships in such systems are influenced by the occurrence, composition and abundance of forage or non-game fish species.

The structure of small non-game fish assemblages and the physical and chemical factors that determine their organization were examined in head-water lakes in the two study areas. Seven cyprinid species were commonly captured by our minnow traps. These species were northern redbelly dace (*Chrosomus eos*), finescale dace (*Chrosomus neogaeus*), pearl dace (*Semotilus margarita*), fathead minnow (*Pimephales promelas*), common shiner (*Notropis cornutus*), creek chub (*Semotilus atromaculatus*) and blacknose dace (*Rhinichthys atratulus*). Because populations consisting totally of *C. eos* × *C. neogaeus* hybrids were found, they and their parent species have been designated as *Chrosomus* spp. Non-cyprinids taken in minnow traps were white sucker (*Catostomus commersoni*), brook stickleback (*Culaea inconstans*), Iowa darter (*Etheostoma exile*), yellow perch (*Perca flavescens*), pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*) and rock bass (*Ambloplites rupestris*). Species taken infrequently were brook trout (*Salvelinus fontinalis*), lake chub (*Couesius plumbeus*), blacknose shiner (*Notropis heterolepis*) and golden shiner (*Notemigonus crysoleucas*) at Ranger Lake, and smallmouth bass (*Micropterus dolomieui*), northern pike (*Esox lucius*) and brown bullhead (*Ictalurus nebulosus*) at Wanapitei. A complete summary of minnow trapping results is presented in Appendix 8.

Differences in fish occurrence and species composition were found between the two study areas (Table 11). The most striking difference was that 43% of lakes at Wanapitei had no fish compared with only 12% without fish at Ranger Lake. In the 31 lakes at Wanapitei that contained fish, the families represented were percids (68%), cyprinids (52%), catostomids (26%), centrarchids (23%) and gasterosteids (19%). The most prevalent species recorded was yellow perch, which was found in 45% of the lakes supporting fish. Of the cyprinids, only *Chrosomus* spp. were common (32%). At Ranger Lake, no centrarchids were recorded, and only one lake (002R) contained yellow perch (App. 8*a*). Cyprinids were nearly ubiquitous in their distribution, with white sucker and brook stickleback also common.

Data on the distribution of cyprinids at Ranger Lake have been analysed for evidence that their occurrence was related to the chemical and physical characteristics of the lakes (Bendell and McNicol 1987*b*). To summarize these findings, the six major cyprinid taxa can be readily divided into two ecological groups. The "pond-dwelling" species, such as *Chrosomus* spp., pearl dace and fathead minnow, often occur together in north-eastern Ontario in "stained, acid waters of beaver ponds and small lakes," often in association with brook stickleback (Scott and Crossman 1973). The other three species, common shiner, creek chub and blacknose dace, are common "stream-dwelling species"

Table 11
The number and percentage of lakes occupied by non-game fish species and families in the Ranger Lake and Wanapitei study areas

Species			Fish occurrence			
			Ranger Lake ($N = 69$)		Wanapitei ($N = 54$)	
	Common name	Scientific name	No.	%	No.	%
F. Cyprinidae			61	88.4	16	29.6
1.	*Chrosomus* spp.		46	66.7	10	18.5
2.	common shiner	*Notropis cornutus*	22	31.9	3	5.6
3.	pearl dace	*Semotilus margarita*	33	47.8	6	11.1
4.	creek chub	*Semotilus atromaculatus*	27	39.1	1	1.9
5.	fathead minnow	*Pimephales promelas*	20	28.9	6	11.1
6.	blacknose dace	*Rhinichthys atratulus*	15	21.7	0	0
7.	golden shiner	*Notemigonus crysoleucas*	2	2.9	4	7.4
F. Centrarchidae			0	0	7	12.9
1.	rock bass	*Ambloplites rupestris*	0	0	3	5.6
2.	pumpkinseed sunfish	*Lepomis gibbosus*	0	0	6	11.1
F. Percidae			7	10.1	21	38.9
1.	yellow perch	*Perca flavescens*	1	1.5	14	25.9
2.	Iowa darter	*Etheostoma exile*	6	8.7	7	12.9
F. Gasterostidae			25	36.2	6	11.1
1.	brook stickleback	*Culaea inconstans*	25	36.2	6	11.1
F. Catostomidae			28	40.6	8	14.8
1.	white sucker	*Catostomus commersoni*	28	40.6	8	14.8
Fish absent			8	11.6	23	42.6
Fish present			61	88.4	31	57.4

Table 12
Number of occurrences of each cyprinid species among 58 lakes in the Ranger Lake study area, proportion of those occurrences with (other) stream species, expected proportion if occurrences were random with respect to (other) stream species, and chi-squared tests of independence of occurrence of each species with (other) stream species (***$p < 0.001$, **$p < 0.01$, *$p < 0.05$)

Species	Number of occurrences, N	Proportion of occurrences with (other) stream species	Expected proportion of occurrences with (other) stream species	Chi-squared statistic
Pond species				
Chrosomus spp.	44	0.48	0.57	6.27*
pearl dace	32	0.59	0.57	0.18
fathead minnow	20	0.65	0.57	0.82
Stream species				
common shiner	20	0.80	0.50	13.99***
creek chub	26	0.77	0.47	17.49***
blacknose dace	15	0.87	0.53	8.96**

that use the gravel beds of streams as spawning sites. In contrast, typical pond-dwelling species, *Chrosomus* spp. and the fathead minnow, breed in ponds with soft organic substrates, whereas the pearl dace breeds either over hard substrates in streams (Langlois 1929) or "in the vegetation on the periphery of lakes" (Tallman *et al.* 1984). These pond species were widespread, and at least one of them occurred in all but 4 of the 61 lakes supporting cyprinids (App. 8*a*). In contrast, stream species were absent from 25 lakes, and appeared to constitute a distinct assemblage of frequently co-occurring species. Stream species occurred more often than expected with other stream species than without them (χ^2 test, Table 12). Fathead minnows and pearl dace did not occur more often in the presence of stream species, and *Chrosomus* spp. tended to occur more frequently in their absence. Although these chi-squared tests are not independent, they strongly support the hypothesis that the pond/stream dichotomy is a major structural feature of the cyprinid community at Ranger Lake. This analysis can be extended to the most commonly recorded non-cyprinid species as well. The brook stickleback, a pond-breeding species, co-occurred with stream cyprinids in only 10 of the 25 lakes where it was found ($\chi^2 = 0.20$, $p > 0.05$), whereas the white sucker, which spawns in the gravel beds of streams, occurred with stream cyprinids in 20 of the 27 lakes in which it was recorded ($\chi^2 = 6.08$, $p < 0.05$).

3.2. Fish community structure and lake acidification

Comparative tolerances of native fish species to lake acidity have been investigated extensively, usually through population surveys (Harvey 1975; Kelso *et al.* 1981; Harvey and Lee 1982; Somers and Harvey 1984; Beggs *et al.* 1985; IEC Beak 1985; Frenette *et al.* 1986), experimental acidification (Schindler and Turner 1982; Mills 1985; Mills *et al.* 1987; Schindler *et al.* 1985) or single-species toxicity or condition tests (Beamish 1972, 1974; Mount 1973; Ryan and Harvey 1980; Baker and Schofield 1982; Holtze 1983; Fraser and Harvey 1984; Lemly and Smith 1985). Most studies have concentrated on species that are important to sport or commercial fisheries, particularly the salmonidae (brook trout, lake trout, rainbow trout (*Salmo gairdneri*)) (Packer and Dunson 1972; Menendez 1976; Robinson *et al.* 1976; Trojnar 1977; MacCrimmon *et al.* 1983; Moreau and Barbeau 1983; Brown and Eales 1984; Neville 1985), rather than fish communities composed of small non-game species.

Relating changes in fish communities to acidification requires a knowledge of community composition prior to acid inputs. For many regions, however, fishery data are sparse or available only for a few lakes (rarely head-waters) or selected species (rarely minnows). In Ontario, Minns (1981) confirmed that most small lakes between 10 and 100 ha located in watersheds 2C-E in the Sault Ste. Marie – Sudbury axis (Fig. 3*d*) would contain primarily brook trout communities. Non-game fish assemblages only would occur in most lakes less than 10 ha. In the present study, we assessed the biological, chemical and physical characteristics of small lakes subjected to varying atmospheric inputs and geochemical influences that together affect fish community composition.

Historical information on fish population status in lakes surrounding Sudbury is scarce. The extent to which trace metal toxicity, in association with low pH, can be implicated in observed fish population losses in Sudbury area lakes is not clear (Beamish and Harvey 1972; Ministry of Environment 1979). Assuming that metal emissions are roughly proportional to SO_2 emissions, Keller and Pitblado (1986) concluded that trace metal toxicity likely played a large role during the period when most fishery losses occurred, 1950–70 (Beamish and Harvey 1972; Gunn 1982), and when trace metal emissions were probably two to four times present levels. However, there are indications of improvements in the fishery in response to recent pH increases and metal concentration decreases in some Sudbury area lakes (Gunn and Keller 1984). Fewer lakes currently exceed Ministry of Environment (1978) objectives for protection of fish and aquatic life (1981–83 surveys) compared with 1974–76 (Keller and Pitblado 1986).

The results of non-game fish sampling conducted in the Wanapitei area support previous findings of fishery losses in the greater Sudbury area. Where lake pH exceeded 6, fish assemblages were dominated by diverse cyprinid populations in both areas (Fig. 17). A very simple non-cyprinid community, dominated by the acid-tolerant yellow

perch, was commonly found between pH 6 and 5 at Wanapitei. Of the 30 acidic lakes (pH < 5.5) examined at Wanapitei, more than 66% were fishless. No differences in lake pH were found between cyprinid and fishless groups at Ranger Lake (*t*-test, $t = 2.31$, $p > 0.05$). Significant differences were apparent among fish assemblages at Wanapitei (ANOVA, $F = 21.82$, $p < 0.0001$); cyprinid lakes had a significantly higher average pH than either non-cyprinid or fishless lakes (Tukey's multiple-range test).

At Ranger Lake, the occurrence of eight fishless lakes was unrelated to lake pH. Nearly 10% of the 63 non-acidic lakes sampled were fishless, which is similar to the 13% of the non-acidic lakes ($N = 24$) found to be devoid of fish at Wanapitei. These results suggest that a small proportion of head-water pond and lake systems do not sustain fish populations of any kind, as a result of natural causes, including biogeographic isolation and/or winter anoxia (IEC Beak 1985).

The linear regression of species richness on pH was highly significant at Wanapitei ($R^2 = 0.65$, $Y = -5.24 + 1.22$ pH, $p < 0.0001$). This suggests that species richness decreases as acidification increases because of the loss of acid-intolerant species. Conditions at Ranger Lake favour a diverse cyprinid community, with no obvious relationship observed between species richness and lake pH ($R^2 = 0.11$, $Y = 0.06 + 0.47$ pH, $p > 0.05$).

Cyprinids were less tolerant of acidic conditions than non-cyprinids. A comparison among individual species distributions in the two study areas in relation to lake pH is given in Figure 18. The average distribution (mean ± 1 SD) of several cyprinids, including common shiner, fathead minnow, creek chub and blacknose dace, was above pH 6 in both areas, although the last two species were not recorded at Wanapitei. No cyprinids were common below pH 5.5, although the typical pond-dwelling species, *Chrosomus* spp. and pearl dace, were found in the pH 6–5.5 range, along with white suckers. Below pH 5.5, several non-cyprinid species, particularly brook stickleback, pumpkinseed sunfish, Iowa darter and yellow perch, were recorded. Below pH 5, lakes which contained fish were infrequent.

The loss of sport and commercial fish populations from acidified lakes and streams is usually detected when the pH of fresh waters is less than 5. Although recruitment failures are probably the ultimate cause for loss of fish populations, changes in food webs accelerate the process (Mills and Schindler 1986). As pH of an aquatic ecosystem declines from 6 to 5, many changes occur in lower trophic levels of the aquatic food web. The results of small non-game fish sampling undertaken in the present study substantiate the acid-tolerance levels noted in other population surveys and/or toxicity tests. For example, the fathead minnow is a relatively intolerant species, often disappearing entirely below pH 6 (Mount 1973; Schindler and Turner 1982; Rahel and Magnuson 1983; Zischke *et al.* 1983), and is extremely vulnerable to the effects of various pollutants (Veith *et al.* 1983; Lemly and Smith 1985). Holtze and Hutchinson (1987) found that the common shiner was the most sensitive of six native fish species tested for aluminum and hydrogen ion stress, whereas Mills (pers. comm.) noted the disappearance of common shiners at an early stage (ca. pH 5.8) in the experimental acidification of Lake 223 at the Experimental Lakes Area. In the same study, pearl dace were capable of surviving below pH 5.6, but suffered adverse effects at pH 5.1 (Mills and Schindler 1986). The yellow perch appears to be tolerant of a wide range of lake pH, although recruitment failures and poor condition have been observed under extremely acidic conditions (Ryan and Harvey 1980; Suns *et al.* 1980; Rask 1984*a*, 1984*b*; Frenette *et al.* 1987).

Notwithstanding the importance of pH as an indicator of the chemical and fishery status of head-water lakes, many other abiotic factors may also influence fish community structure. Fish assemblages, and the physical and chemical factors that influence their organization, have been studied extensively in lakes in northern Wisconsin (Tonn and Magnuson 1982; Rahel 1984, 1986; Tonn 1985). In our study, data on both physical and chemical variables have been analysed for evidence of those factors, including pH, that are responsible for maintaining the structural organization of small non-game fish assemblages. Scores generated in the combined principal factor analysis on all study lakes (Table 7*a*) were used to assess relationships between major fish assemblages and environmental descriptors. Differences between the average scores of cyprinid, non-cyprinid and

Figure 18
Distribution of individual fish species occurrences (mean ± 1 SD) in relation to lake pH in the Ranger Lake (R) and Wanapitei (W) study areas

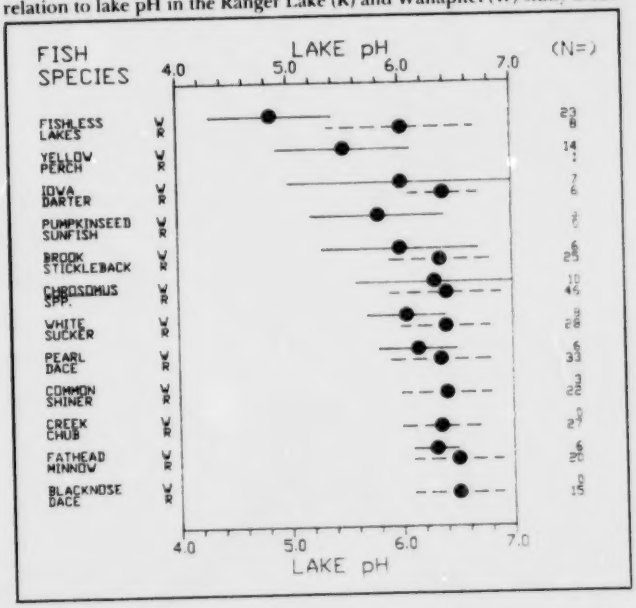
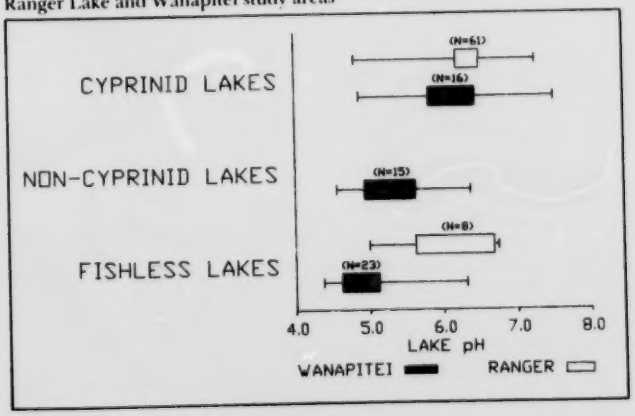


Figure 17
Range and 95% confidence intervals about the mean lake pH of major fish assemblage types (cyprinid, non-cyprinid and fishless lakes) in the Ranger Lake and Wanapitei study areas



fishless groups, and individual factors, along with comparisons among fish groups for each factor independently, are presented in Table 13. Factor 1 "acidity" explains the distribution of non-game fish populations with respect to the chemical properties associated with acidification. Cyprinids, in general, are not found in acid conditions; their occurrence along the acidity factor was significantly different from the average scores of either non-cyprinid or fishless groups (Table 13). In Figure 19, the average scores of major fish assemblage types are projected onto the three major environmental factors. At Wanapitei, increasing acidity clearly coincides with the loss of sensitive fish populations (cyprinids) and the increased occurrence of tolerant species (non-cyprinids) and fishless lakes.

Other factors also influence the occurrence and distribution of these species. Whereas factor 2, ionic strength, and factor 3, eutrophication, do not seem to influence major fish assemblage types (Table 13), significant differences were found on factor 4, morphometry. On average, fishless lakes have significantly lower scores on factor 4 than do either cyprinid or non-cyprinid lakes. These results suggest that small lakes, with confined drainage basins, are not only pre-disposed to surface water acidification, but are also more likely to lack fish purely as a result of biogeographic considerations. Large lakes, which have substantial catchment basin areas, are more likely to support diverse cyprinid assemblages.

Lake morphometry also distinguished pond from stream cyprinids at Ranger Lake, with stream species preferring larger, well-drained lakes (Fig. 19). The physical and chemical characteristics responsible for the separation of pond from stream cyprinids at Ranger Lake have been reported elsewhere (Bendell and McNicol 1987*b*). In that analysis, cyprinid species were found to be added to the head-water pond species assemblage as drainage basin size increased (Fig. 20). We concluded that the addition of those species can be accounted for by the increased availability of stream habitat in lakes downstream. Other studies have found significant relationships between the diversity of fish communities and the size of lakes in acidified (Harvey 1975; Somers and Harvey 1984) and unacidified (Harvey 1982; Tonn and Magnuson 1982) areas of eastern North America. Changes in fish assemblage structure at Ranger Lake, related to drainage basin size, coincided with chemical changes that reflect geochemical processes within the watershed and yet were not themselves responsible for limiting the distribution of stream cyprinids.

From the evidence of sampling conducted at Ranger Lake in 1981, blacknose dace and fathead minnow populations were believed to be largely restricted to the VIXEN area (see App. 3). This, however, was not found to be true from the broader sampling completed in 1983. There is no reason to believe that blacknose dace and fathead minnow were restricted by pH and alkalinity within the range of values observed at Ranger Lake. Irrespective of geographic location (VIXEN or GONG), lakes with small drainage areas tended to support a more restricted cyprinid fauna and had a lower average buffering capacity, at a given pH, than lakes with larger drainage areas and a more diverse cyprinid fauna (Bendell and McNicol 1987*b*). Those lakes also had higher Ca concentrations, which may mitigate the effects on fish of low pH (Brown 1982).

These results suggest that fish populations in head-water lakes are more likely to suffer losses at a given level of acid deposition than lakes with large basins and similar soils and geology. Under a comparable range of drainage basin characteristics at Wanapitei, fish species richness was highly correlated with lake pH, although both chemical and physical parameters, including drainage basin size, contributed to the gradient of fish community structure observed. Similarly, Rahel (1986) noted that both chemical (alkalinity) and biogeographic (lake size and isolation from other water bodies) factors strongly influenced fish community composition in northern Wisconsin lakes. He concluded that low alkalinity and associated chemical conditions (e.g., low pH) limited the occurrence of many cyprinids and some percids (genus *Etheostoma*), whereas other species were uncommon in small lakes (e.g., smallmouth bass and log perch) or lakes without tributaries (redhorses, genus *Moxostoma*). Other species, including white sucker, sunfish (*Lepomis* spp.) and yellow perch, were present across a wide range of lake size and alkalinity.

Figure 19
Patterns of association among major fish assemblage types in the Ranger Lake (R) and Wanapitei (W) study areas, as depicted by their average scores on three environmental factors

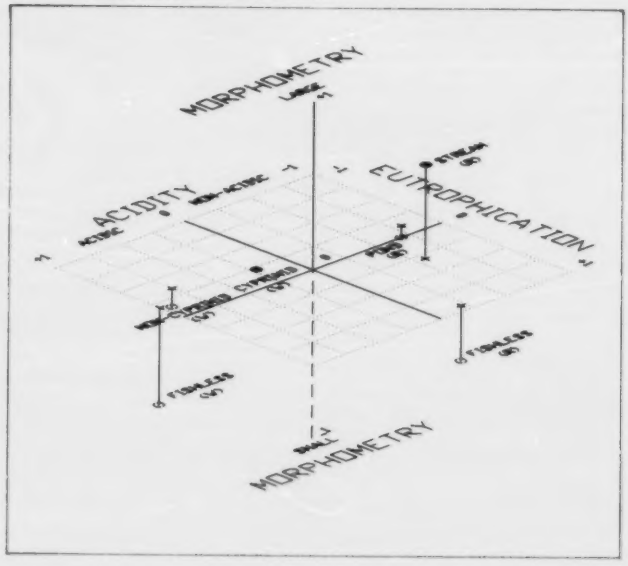


Table 13
Differences between the average occurrence of major fish assemblage types and individual factor scores in the two study areas combined, tested by Studentized *t*-test procedures (***$p<0.001$, **$p<0.01$)*

Fish assemblage	*N*	Factor 1 "acidity"	Factor 2 "ionic strength"	Factor 3 "eutrophication"	Factor 4 "morphometry"
A Cyprinid	77	−0.494***	+0.055	+0.029	+0.231
B Non-cyprinid	15	+0.760***	+0.094	−0.316	−0.115
C Fishless	31	+0.859***	−0.182	+0.080	−0.518***
ANOVA		*F* = 45.11 ***	*F* = 0.73	*F* = 1.06	*F* = 8.82 **
Tukey's		A<B,C			A>C

* Comparisons among average factor scores for fish assemblage types were made using Tukey's Studentized range test.

3.3. Macroinvertebrates and lake acidification

Acidification of lakes in regions affected by acid deposition can result in substantial changes to communities of planktonic and benthic organisms (Almer *et al.* 1974; Hendrey *et al.* 1976; Kwiatkowski and Roff 1976; Weiderholm and Eriksson 1977; Mossberg and Nyberg 1979). Changes in the occurrence, abundance, seasonal succession of species and diversity of the community have been used as

Figure 20
Mean log of drainage area for each of the major cyprinid taxa in the Ranger Lake study area compared with the overall mean (horizontal dashed line)

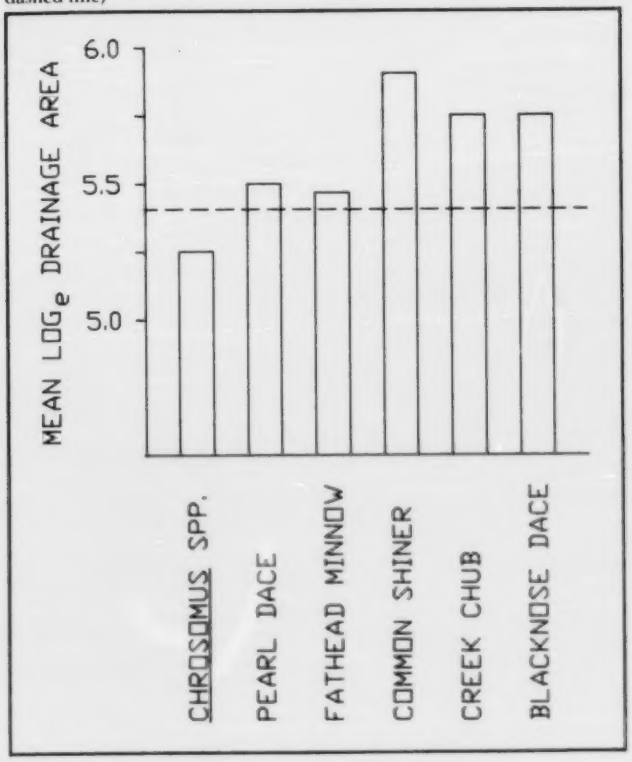


Table 14
Presence of major insect taxa in sweep net samples from 18 lakes in the Ranger Lake study area*

		Lake No.															
Insect taxa†		*014R	044R	*436R	*459R	426R	*013R	416R	003R	004R	051R	409R	456R	404R	007R	453R	438R	033R	010R
Cor	*Dasycorixa hybrida*	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Not	*Notonecta insulata*	+	·	+	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Dip	*Chaoborus americanus*	+	+	·	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor	*Hesperocorixa scabricula*	·	·	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Not	*Notonecta undulata*	+	·	+	+	+	·	·	·	·	+	·	·	·	+	·	·	·	·
Col	*Haliplus*	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·
Tri	*Polycentropus*	+	·	·	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor	*Sigara decoratella*	+	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor	*Sigara penniensis*	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Ger	*Gerris comatus*	·	·	·	+	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·
Nep	*Ranatra*	+	·	·	·	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Tri	*Agrypnia*	+	·	·	·	+	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor	*Sigara solensis*	·	·	·	·	·	·	+	·	·	+	·	·	·	+	·	·	·	·
Eph	*Caenis*	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·
Cor	*Sigara compressoidea*	·	·	·	·	+	+	·	·	·	+	·	·	·	+	·	·	·	·
Tri	*Oxyethira*	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor	*Sigara mackinacensis*	·	·	·	·	+	·	·	·	·	+	+	·	+	·	·	·	·	·
Ger	*Trepobates inermis*	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	+	+	·	·	·	·	·	·
Odo	Libellulidae	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·
Dip	Chironomini	+	·	·	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	·	+	·	·	·
Dip	Tanytarsini	·	·	·	·	+	+	+	·	+	·	+	+	·	·	+	·	·	+
Dip	Orthocladiinae	+	·	·	·	+	+	·	+	·	+	+	·	·	·	+	·	·	·
Odo	Coenagrionidae	+	·	·	+	+	+	+	+	+	+	·	+	·	·	·	·	·	+
Dip	Ceratopogoninae	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	+	+	·	·	+	·	·	·
Not	*Buenoa*	+	·	+	+	+	+	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	+
Col	*Graphoderus liberus*	+	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+
Col	*Gyrinus*	+	·	·	+	+	+	+	·	·	+	·	·	·	+	·	·	·	+
Ger	*Rheumatobates rileyi*	+	·	+	+	·	·	·	·	·	+	+	+	·	+	+	+	+	+
Ger	*Metrobates hesperius*	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	+	+
Dip	Pentaneurini	+	·	·	+	+	+	·	·	·	·	+	·	·	·	+	·	·	·
Odo	*Aeshna*	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	+	+	·	·	·

* Arrangement of lakes and taxa by TWINSPAN. An asterisk (*) denotes fishless lakes.

† *Abbreviations:*

Insect Orders
Eph – Ephemeroptera
Odo– Odonata
Col – Coleoptera
Tri – Trichoptera
Dip – Diptera

Families of Hemiptera
Cor – Corixidae
Not – Notonectidae
Ger – Gerridae
Nep – Nepidae

indicators of lake acidification. Kelso *et al.* (1986*a*) showed that the trend of fewer species of fish, phytoplankton, zooplankton and benthos below pH 6 persists throughout eastern Canada, although the least response is seen in the benthos where certain organisms receive the benefits of buffering from their substrate (Dermott *et al.* 1986). However, Kelso *et al.* (1986*a*) also concluded that the evidence from eastern Canada indicates that the physical limits of the aquatic habitat, further affected by pH and alkalinity, exert a strong influence upon community diversity of all the biotic components.

Macrofauna of both the benthic and nektonic communities were examined in the 1981 pilot study conducted at Ranger Lake (see App. 3). Aquatic invertebrate sampling conducted in 1983 focussed entirely on epifaunic and nektonic organisms considered to be of potential value as waterfowl foods. Although many benthic invertebrates, such as species of snails, clams, crayfish, amphipods and various aquatic insects, are seldom found in acidic lakes, certain large predaceous aquatic insects, such as water boatmen and backswimmers, are very acid-tolerant (Grahn *et al.* 1974), and may become the top predators in acidified lakes (Eriksson *et al.* 1980; Dillon *et al.* 1984).

The composition of aquatic insect assemblages was examined in relation to fish predation and lake acidity on a subset of 18 lakes in the two study areas. Fish were not recorded in 4 lakes examined at Ranger Lake and 8 lakes at Wanapitei. Among the 24 lakes with fish, a total of 12 fish species was recorded (see App. 8). The number of fish captured ranged from 1 to 3857, with fewer than 100 individuals collected on 10 lakes sampled.

The results of the macroinvertebrate studies are reported elsewhere (Bendell 1986; Bendell and McNicol 1987*a*) and summarized in this paper. Matrices of presence–absence scores for the major aquatic insect taxa for each area were analysed using the TWINSPAN program (Hill 1979*a*). Ordered two-way tables (lakes by insect taxa) were produced for both the Ranger Lake (Table 14) and Wanapitei (Table 15) study areas. Insect assemblages from fishless lakes in both areas, along with those lakes containing only a few fish, shared many more taxa in common than those from lakes containing large numbers of fish. These taxa were primarily nektonic, and included backswimmers (Notonectidae), water boatmen (Corixidae), the dytiscid beetle *Graphoderus liberus*, and the dipteran *Chaoborus americanus*.

Using the DECORANA program (Hill 1979*b*), a detrended correspondence analysis was performed to obtain ordination scores for each lake. A description and discussion of the use of this ordination technique are given by Hill and Gauch (1980). Separate ordinations of the 18 lakes at Ranger Lake and at Wanapitei contrasted fishless or nearly fishless lakes with those containing fish. When lake pH is plotted against first axis ordination scores, it is evident that a strong positive relationship existed at Wanapitei ($r_s = 0.79$, $p < 0.001$) (Fig. 22) but not at Ranger Lake ($r_s = -0.006$, $p > 0.05$) (Fig. 21). An ordination combining

Table 15
Presence of major insect taxa in sweep net samples from 18 lakes in the Wanapitei study area*

		Lake No.																
Insect taxa†		002W	*258W	003W	*401W	*572W	*902W	*013W	*251W	*316W	*402W	256W	583W	240W	404W	197W	333W	409W	905W
Meg	*Chauliodes*	·	·	·	·	·	·	+	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor	*Sigara decoratella*	·	·	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Col	*Dineutes nigrior*	·	·	+	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor	*Sigara dolabra*	·	·	·	·	+	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor	*Sigara penniensis*	·	·	·	+	+	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor	*Hesperocorixa scabricula*	·	·	+	·	·	+	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Not	*Notonecta insulata*	·	·	·	+	·	+	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·
Tri	*Triaenodes*	·	·	·	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Col	*Graphoderus liberus*	·	+	+	+	·	+	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Col	*Coptotomus*	·	+	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Dip	*Chaoborus americanus*	·	+	+	·	·	·	+	·	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·
Odo	Libellulidae	·	+	·	·	+	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·
Not	*Notonecta undulata*	·	+	+	+	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Not	*Buenoa*	·	+	+	+	+	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·
Dip	Orthocladiinae	+	·	·	·	+	+	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·
Odo	Coenagrionidae	+	·	+	·	+	+	+	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·
Col	*Gyrinus*	·	+	+	+	+	+	+	·	+	+	+	·	+	+	·	·	·	·
Dip	Pentaneurini	·	+	+	·	+	·	+	·	+	·	+	+	+	·	·	·	·	·
Dip	Tanytarsini	·	·	+	·	+	+	+	+	+	+	+	·	+	·	+	·	·	·
Tri	*Oecethira*	·	·	·	·	·	·	+	·	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·
Dip	Ceratopogoninae	·	·	·	·	+	·	·	·	+	+	+	·	·	+	+	·	·	·
Dip	Chironomini	·	·	+	·	+	+	+	+	+	+	·	·	+	+	+	·	·	+
Ger	*Rheumatobates rileyi*	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	+	·	+	+	+	+	+	+
Ger	*Metrobates hesperius*	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	+	·	+	+	·
Eph	Baetidae	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	+	·
Ger	*Gerris comatus*	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	·	+	·	·
Tri	*Polycentropus*	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·

* Arrangement of lakes and taxa by TWINSPAN. An asterisk (*) denotes fishless lakes.

† *Abbreviations:*

Insect Orders
Eph – Ephemeroptera
Odo – Odonata
Meg – Megaloptera
Col – Coleoptera
Tri – Trichoptera
Dip – Diptera

Families of Hemiptera
Cor – Corixidae
Not – Notonectidae
Ger – Gerridae

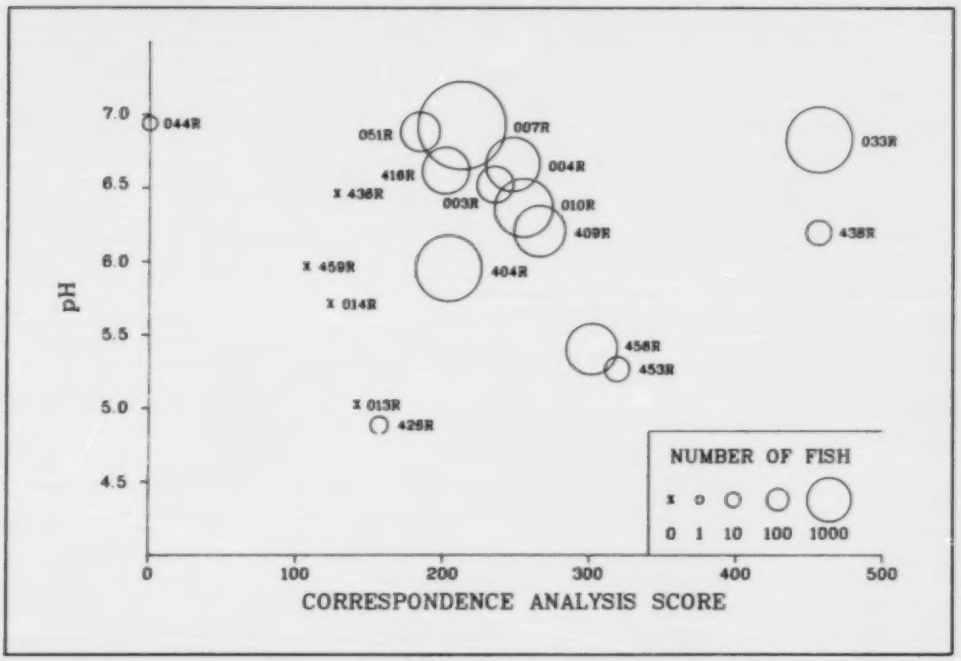
lakes from both areas showed that fishless lakes had similar aquatic insect assemblages (Fig. 23), although the range in pH of fishless lakes at Ranger Lake (6.45–5.0) was higher than that observed at Wanapitei (5.27–4.44). The ordinations indicate, therefore, that fishless or nearly fishless lakes support a similar aquatic insect assemblage distinct from lakes with fish, and that the fishless lake assemblage occurs irrespective of lake pH. At Wanapitei, differences in aquatic insect assemblages were likely related to lake pH as a probable consequence of the effects of lake acidification on fish populations.

Aquatic insect species richness was also significantly greater in fishless lakes (Mann–Whitney U tests, $p < 0.05$). The average number of major taxa identified was more than twice as high in fishless lakes at Wanapitei and Ranger Lake (11.9 and 13.5, respectively) than in lakes containing fish (5.3 and 6.0, respectively).

To test the hypothesis that more aquatic insects were available to sweep net sampling in lakes without fish than in lakes with fish, contrasts of means of log transformed numbers in net samples from the two lake types were performed. Highly significant differences were found at Ranger Lake ($t = 7.39$, $p < 0.001$) and at Wanapitei ($t = 5.96$, $p < 0.001$). The greater number of insects in samples from fishless lakes was largely the result of the abundance of nektonic organisms (Fig. 24). However, several lakes with fish and without nekton nonetheless recorded numbers of insects comparable with those in fishless lakes because of large numbers of waterstriders (Gerridae), particularly *Rheumatobates rileyi*, and less often *Metrobates hesperius*.

Lakes with and without fish in the Wanapitei area generally supported two distinct and very separate types of insect assemblages (Figs. 22 and 24), whereas lakes at Ranger Lake tended to have a broader degree of overlap between the same extremes (Figs. 21 and 24). Two major factors

Figure 21
Lake pH versus first axis correspondence analysis scores (DECORANA) calculated on presence–absence data for 31 insect taxa in lakes with and without fish in the Ranger Lake (R) study area. The size of the open circles is proportional to the number of fish taken in five minnow traps. An X denotes fishless lakes



accounted for such differences. First, at Wanapitei, the waterstrider *R. rileyi* was often abundant on lakes with fish and scarce on acidic fishless lakes, whereas at Ranger Lake it was recorded in large numbers on three of four non-acidic (pH > 5.5) fishless lakes. Its absence from acidic lakes suggests that it is affected by acidification independently of the effects of fish predation. Secondly, as outlined earlier, major differences in fish faunas occur between the two areas. Half of the lakes containing fish at Wanapitei support yellow perch, which is a particularly effective insectivore (Eriksson 1979; Post and Cucin 1984), and which is also acid-tolerant. At Ranger Lake, the fauna of small non-game fish is characterized by an assemblage of cyprinids, with yellow perch recorded in only one lake. Cyprinids are less likely to be effective predators of insects because several of them, including *Chrosomus* spp. and fathead minnow, are gape-limited predators of the large aquatic insects and must, therefore, prey only on their early instars. Also, this assemblage is characteristic of lakes subject to winter kill (Tonn and Magnuson 1982). One can expect fish populations in such lakes to be limited by winter oxygen levels or the availability of stream refugia from anoxic conditions. Such conditions occurred more often at Ranger Lake, where shallow head-waters (ZMAX < 3 m) are common and therefore likely to develop anoxic conditions. Of those 18 lakes sampled at Wanapitei, there were no shallow head-waters which contained fish, and the average maximum depth (7.7 m) was twice that at Ranger Lake (3.8 m).

Figure 22
Lake pH versus first axis correspondence analysis scores (DECORANA) calculated on presence–absence data for 27 insect taxa in lakes with and without fish in the Wanapitei (W) study area. The size of the open circles is proportional to the number of fish in five minnow traps. An X denotes fishless lakes

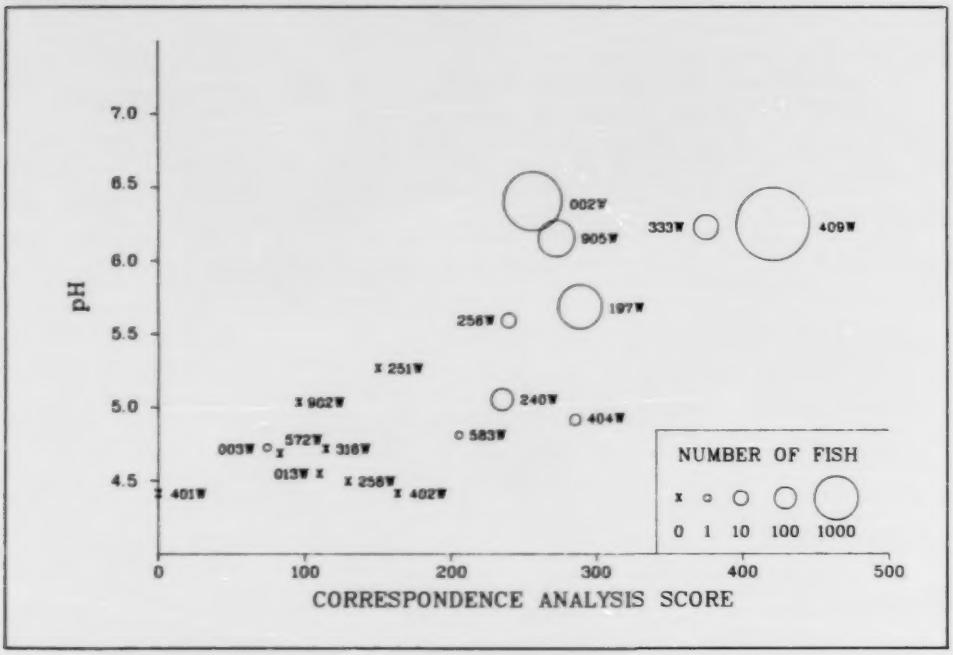


Figure 23
First axis correspondence analysis scores (DECORANA) calculated on presence–absence data for 37 insect taxa in lakes in the Ranger Lake (R) and Wanapitei (W) study areas. Open and closed circles represent lakes with and without fish, respectively

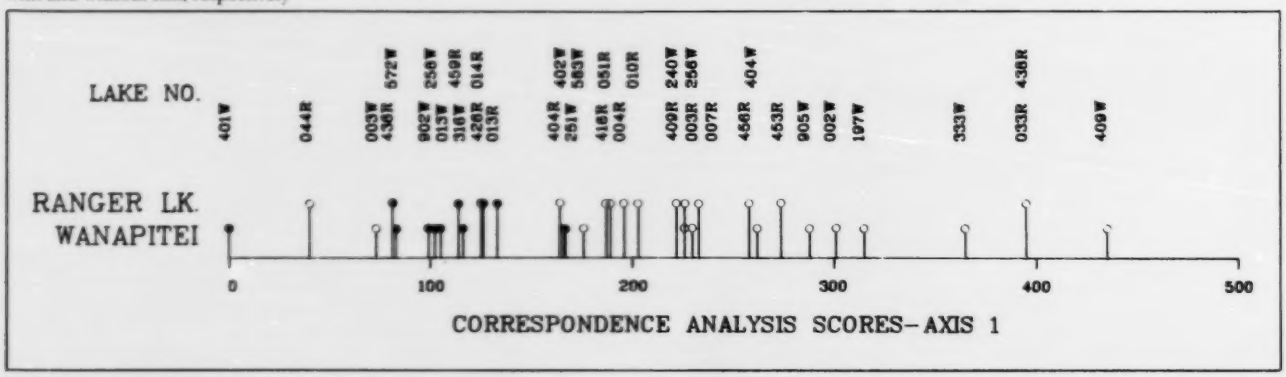
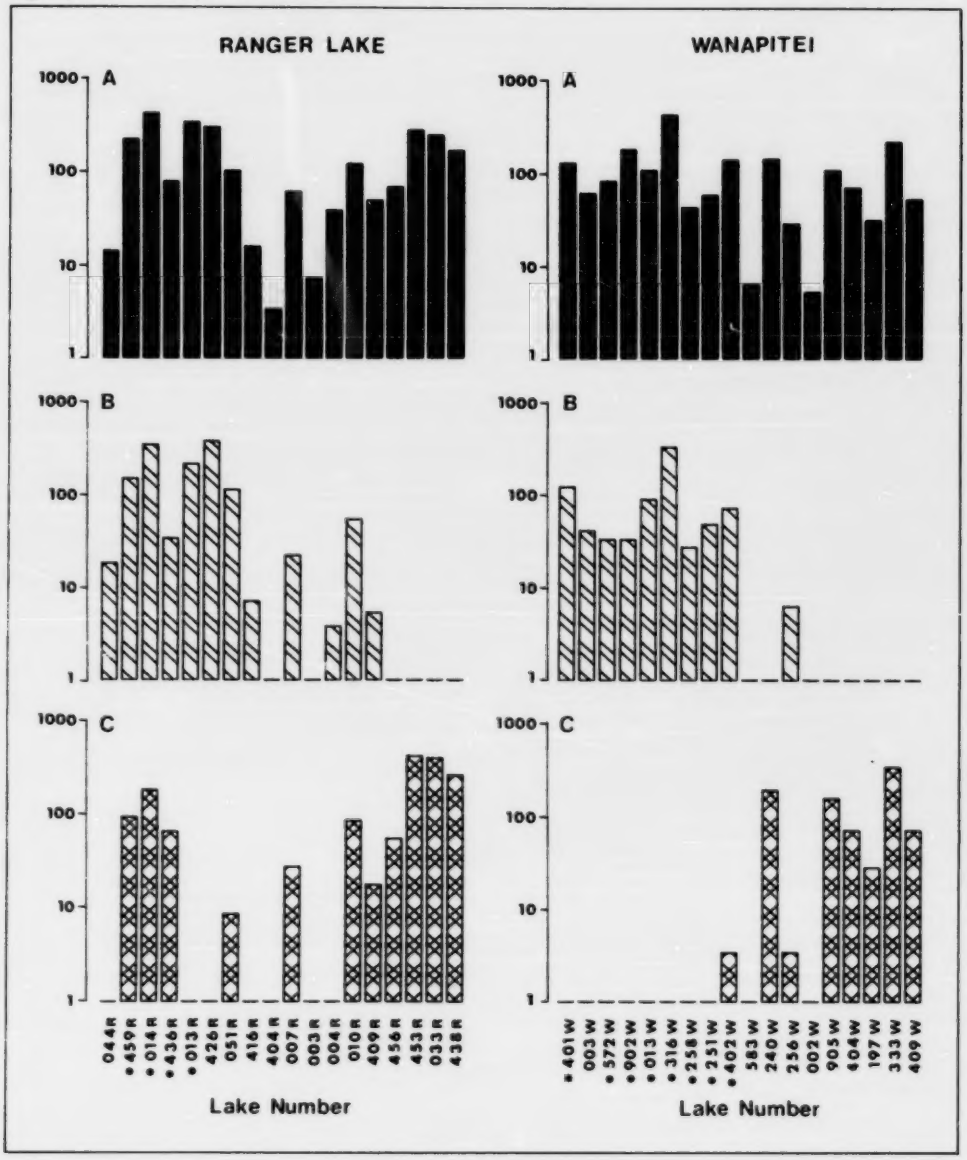


Figure 24
Log abundance of (*a*) all aquatic insects, (*b*) nekton (sum of the numbers of corixids, notonectids, *G. liberus* and *C. americanus*), and (*c*) Gerridae in the Ranger Lake (R) and Wanapitei (W) study areas. Lakes are ordered by increasing first axis correspondence analysis scores (DECORANA) (see Fig. 23). An asterisk (*) denotes fishless lakes



The results of this study support the postulations of Eriksson *et al.* (1980) that many of the changes in the macroinvertebrate assemblages that coincide with acidification are related to changes in predator–prey relations and are not direct toxic effects of lowered pH on the macroinvertebrates themselves. In general, fish select the largest and most conspicuous food organisms in the water column (Brooks 1968; Werner and Hall 1974; Zaret 1980). Often fish eliminate large crustacean zooplankters (Brooks and Dodson 1965; Galbraith 1967; Wells 1970), as well as many large, active nektonic insects, such as some *Chaoborus* spp. (Pope *et al.* 1973; Northcote *et al.* 1978; von Ende 1979; Mossberg and Nyberg 1979), Corixidae and Notonectidae (Macan 1965; Weir 1972; Henrikson and Oscarson 1978; Hurlbert and Mulla 1981). Fish can also have a great effect on other components of the fresh-water community (Thorp 1986). Significant relationships have been identified between fish and phytoplankton (Hrbacek *et al.* 1961; Lynch and Shapiro 1981), benthos (Hall *et al.* 1970; Gilinsky 1984; Post and Cucin 1984), macrophytes (Spencer and King 1984) and waterfowl usage (Eriksson 1979, 1985, 1986; Eadie and Keast 1982). In fishless lakes, predatory insects become the top predators in the limnetic zone. This insect assemblage is a naturally occurring ensemble of species that can be found in small lakes and ponds where biogeographic isolation, winter anoxia, overfishing or natural (organic) acidity excludes fish. Given that a limited number of aquatic insect taxa are as acid-sensitive as fish, changes in the abundance of particular species, or changes in overall community structure, must be examined with respect to changes in fish populations. Where acidification has occurred, similar structural changes will occur at different levels of pH depending on the

sensitivity of the particular fish species involved. In the Wanapitei area, acid lakes containing populations of acid-tolerant yellow perch (404W, 583W and 240W) did not support populations of nektonic insects that were abundant in fishless lakes at similar pH levels.

3.4. Lake characteristics and waterfowl habitat selection

Data from aerial and ground surveys were used to examine the differences in breeding success and habitat utilization by adult and young waterfowl. The frequency of occurrence of waterfowl during the nest-initiation period, as well as sightings of broods and adults during the brood-rearing period, are summarized in Table 16. A comparison of the brood and indicated nesting pair occupancy rates is presented in Table 17. Indicated nesting pair estimates for Ranger Lake were derived from surveys conducted in 1981 only, whereas estimates at Wanapitei were taken from 1983 surveys (see Results and Discussion 1.2. for discussion of temporal comparability of indicated nesting pair results).

Seven species were commonly recorded in aerial and ground surveys. More than two-thirds (67%) of the 95 lakes surveyed during the nest-initiation period in both study areas combined contained at least one indicated nesting pair (Ranger Lake, 59%; Wanapitei, 76%) (Table 16). These occupancy levels are substantially higher than those observed in systematic aerial surveys conducted in corresponding blocks (Sault Ste. Marie, 34%; New Liskeard, 45%) (Table 3). However, fewer than one-third (31%) of the lakes surveyed actually supported broods (Table 16). The Common Loon was the most frequently encountered species during both the nest-initiation and brood-rearing periods, followed by Ring-necked Duck and Common Goldeneye, with Hooded Merganser, American Black Duck and Common Merganser also being seen regularly. Mallards were observed infrequently.

Few significant differences in occupancy levels were observed between the two study areas (Table 16). On average, slightly more study lakes were occupied by waterfowl at Wanapitei than at Ranger Lake during the nest-initiation period ($\chi^2 = 3.18$, $p < 0.10$). The opposite trend was observed during the brood-rearing period, with slightly fewer lakes containing broods at Wanapitei than at Ranger Lake ($\chi^2 = 3.67$, $p < 0.10$).

Table 16
Differences in the number and percentage of lakes occupied by seven waterfowl species and combined taxonomic groups in the Ranger Lake and Wanapitei study areas, expressed as indicated nesting pairs, combined adult and/or brood sightings during the brood rearing period, and brood sightings only, tested using chi-squared tests of independence or Fisher exact probability test (**$p<0.05$, *$p<0.10$)

	Indicated pairs				Adults and broods				Broods only			
	Ranger Lake ($N = 49$)		Wanapitei ($N = 46$)		Ranger Lake ($N = 68$)		Wanapitei ($N = 54$)		Ranger Lake ($N = 68$)		Wanapitei ($N = 54$)	
Species	No.	%	No.	%	No.	%	No.	%	No.	%	No.	%
1. Common Loon	12	25	15	33	24	35	22	41	4	6	1	2
2. Common Merganser	4	8	3	7	13	19	5	9	5	7	0	0*
3. Common Goldeneye	8	16	10	22	16	24	13	24	9	13	5	9
4. Hooded Merganser	4	8	6	13	15	22	10	19	5	7	5	9
5. Ring-necked Duck	6	12	14	30**	20	29	10	19	10	15	3	6
6. American Black Duck	8	16	8	17	6	9	4	7	1	2	3	6
7. Mallard	4	8	3	7	3	4	0	0	1	2	0	0
Piscivores (1, 2)	14	29	16	35	33	48	23	43	9	13	1	2**
Insectivores (3, 4)	10	20	15	33	24	35	20	37	14	20	8	15
Omnivores (5, 6, 7)	14	29	20	44	22	32	12	22	11	16	5	9
Total duck (2–7)	21	43	28	61*	45	66	28	52	24	35	11	20*
Total waterbird (1–7)	29	59	35	76*	52	77	40	74	26	38	12	22*

Table 17
The number and percentage of lakes occupied by indicated nesting pairs (IP) and broods (BR) of seven waterfowl species and combined taxonomic groups in the Ranger Lake and Wanapitei study areas, as well as ratios of brood versus indicated nesting pair occupancy

	Ranger Lake ($N = 49$)				Wanapitei ($N = 46$)				Brood: indicated pair (BR:IP ratio)	
	IP		BR		IP		BR			
Species	No.	%	No.	%	No.	%	No.	%	Ranger Lake	Wanapitei
1. Common Loon	12	24.5	4	8.2	15	32.6	1	2.2	0.33	0.07
2. Common Merganser	4	8.2	3	6.1	3	6.5	0	–	0.74	0.00
3. Common Goldeneye	8	16.3	7	14.3	10	21.7	5	10.9	0.88	0.50
4. Hooded Merganser	4	8.2	4	8.2	6	13.0	4	8.7	1.00	0.67
5. Ring-necked Duck	6	12.2	7	14.3	14	30.4	3	6.5	1.17	0.21
6. American Black Duck	8	16.3	0	–	8	17.4	2	4.3	0.00	0.25
7. Mallard	4	8.2	1	2.0	3	6.5	0	–	0.24	0.00
Piscivores (1, 2)	14	28.6	7	14.3	16	34.8	1	2.2	0.50	0.06
Insectivores (3, 4)	10	20.4	11	33.0	15	32.6	7	15.2	1.09	0.47
Omnivores (5, 6, 7)	14	28.6	8	44.0	20	43.5	4	8.7	0.57	0.20
Total duck (2–7)	21	42.9	18	36.7	28	60.9	9	19.6	0.86	0.32
Total waterbird (1–7)	29	59.2	20	40.8	35	76.1	10	21.7	0.69	0.29

Table 18
Differences between the average occurrence of (i) indicated nesting pairs during the nest-initiation period, and (ii) combined adult and/or brood sightings during the brood-rearing period, and individual factor scores for seven waterfowl species and combined taxonomic groups in the two study areas combined, tested by Studentized *t*-test procedures (****$p<0.001$, ***$p<0.01$, **$p<0.05$, *$p<0.10$)

Species		Factor 1 "acidity"	Factor 2 "ionic strength"	Factor 3 "eutrophication"	Factor 4 "morphometry"
(i) Nest-initiation period	(N = 94)				
1. Common Loon	27	+ .148	- .126	- .466***	+ .622****
2. Common Merganser	7	- .186	- .035	- .388	+ .342
3. Common Goldeneye	18	+ .392	- .168	- .110	- .236
4. Hooded Merganser	10	+ .467	- .181	+ .159	+ .107
5. Ring-necked Duck	20	+ .641	- .376	+ .162	- .086
6. American Black Duck	16	+ .165	- .115	+ .239	+ .159
7. Mallard	7	+ .034	- .057	+ .442	+ .105
Piscivores (1,2)	30	+ .158	- .132	- .423***	+ .519***
Insectivores (3,4)	25	+ .415	- .163	- .057	- .170
Omnivores (5,6,7)	34	+ .384*	- .199	+ .149	+ .021
(ii) Brood-rearing period	(N = 122)				
1. Common Loon	46	- .089	+ .044	- .418****	+ .448****
2. Common Merganser	18	- .159	+ .256	+ .014	+ .722****
3. Common Goldeneye	29	+ .285*	- .086	+ .292**	- .252*
4. Hooded Merganser	25	- .257	- .069	- .002	- .166
5. Ring-necked Duck	30	- .119	+ .154	+ .423****	+ .052
6. American Black Duck	10	- .129	+ .226	+ .633****	+ .216
7. Mallard	3†				
Piscivores (1,2)	56	- .173*	+ .103	- .263***	+ .483****
Insectivores (3, 4)	44	+ .066	+ .041	+ .059	- .213**
Omnivores (5,6,7)	34	- .081	+ .011	+ .453****	+ .061

† Insufficient sample size.

Many factors, including both chemical and physical parameters, influence the suitability of a lake for breeding waterfowl. Scores generated in the factor analysis were used to assess the relationship between waterfowl and environmental descriptors. Differences between the occurrence of indicated nesting pairs and combined adult and/or brood sightings during the brood-rearing period and individual factors are presented in Table 18. No significant separation was detected amongst any waterfowl group and factor 2, ionic strength.

Few significant differences were found in a comparison of indicated nesting pair estimates. During the nest-initiation period, Common Loons have significantly higher scores on factor 4, morphometry, and lower scores on factor 3, eutrophication. The preference shown by Common Loons for larger, more oligotrophic lakes is consistent with the results of broader systematic aerial surveys conducted in north-eastern Ontario (Fig. 8).

With the exception of Common Mergansers, all species had moderately high positive loadings on the acidity factor during the nest-initiation period (Fig. 25). The pronounced acidity of Wanapitei lakes, coupled with the higher overall occupancy levels observed at Wanapitei (76%) compared with Ranger Lake (59%), partially explains this trend. The results suggest that the distribution of indicated nesting pairs during spring aerial surveys was positively correlated with the acidity of the lakes on which they were recorded. During the brood-rearing period, significant associations between waterfowl and abiotic environmental descriptors were also found. With the exception of Common Goldeneye and Common Merganser, the average score of lakes occupied by other species during the brood-rearing period shifted towards the non-acidic portion of the gradient (Fig. 25), suggesting that lakes occupied by broods tend to be less acidic than those used during the nest-initiation period. These differences were most pronounced for the Ring-necked Duck and Hooded Merganser: average scores for lakes where only indicated nesting pairs were seen were significantly more acidic than those lakes where adults and/or broods were seen during the brood-rearing period (ANOVA: $F = 5.40$, $p < 0.05$, and $F = 6.22$, $p < 0.05$, respectively).

Biotic factors, especially the occurrence of fish, also influence the distribution and ultimate success of waterfowl broods and must be considered in any analysis of waterfowl habitat selection. The results of brood surveys substantiated the importance of fish in head-water lakes for their ultimate use by certain waterfowl species (Fig. 26), as suspected in the 1981 survey data (see App. 3). Based on the percentage of lakes occupied by adults and/or broods, under both fish and fishless conditions, piscivorous species, including Common Merganser and, in particular, Common Loon, preferred lakes with fish. Conversely, the insectivorous species, Common Goldeneye and Hooded Merganser, showed a distinct preference for fishless lakes, whereas more generalized feeders, including Ring-necked Duck and American Black Duck, showed little preference for either condition.

Patterns of association of waterfowl species, based on adult and/or brood sightings during the brood-rearing period, and major fish assemblage types (cyprinid, non-cyprinid and fishless lakes) are depicted in Figure 27, where the average score for any biological group is projected on the three major environmental factors. To interpret the significance of the habitat and biotic associations depicted, a variable selection process was followed (B. Collins, pers. comm.), where the probability (p_i) that lake i ($i = 1..N$) has a bird present was assumed to be a linear function of the independent variables (factor scores and presence of fish).

Figure 25
Comparison between average scores on the three environmental factors for indicated nesting pairs and adult and/or brood sightings during the brood-rearing period for six waterfowl species in the two study areas combined. The direction of change between average factor loadings for indicated nesting pairs (May surveys) and adult and/or brood sightings (June–July surveys) is indicated by an arrow

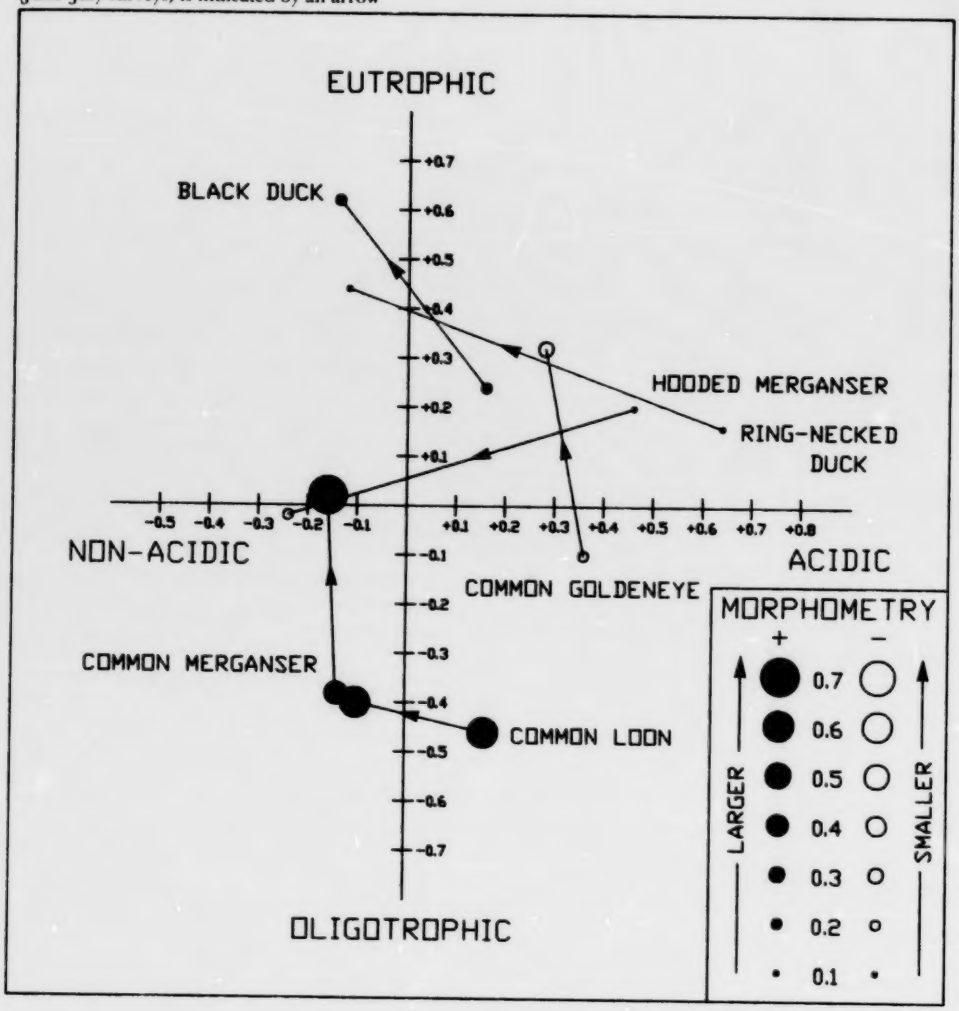
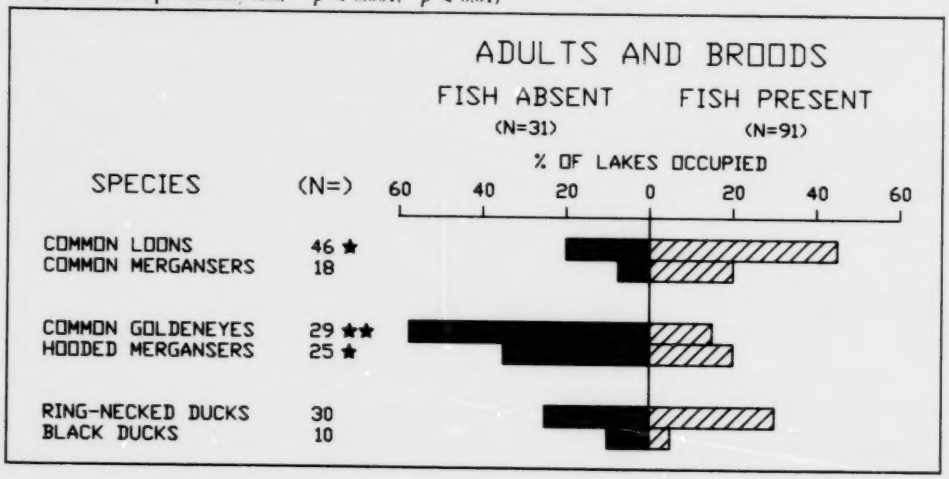


Figure 26
Comparison of adult and/or brood sightings during the brood-rearing period in the two study areas combined, in relation to the occurrence of fish (Fisher exact probability test, ** $p < 0.001$, * $p < 0.01$)



The distribution of the variable y_i, which is 1 if a bird is present on lake i and 0 otherwise, for all N values gives the likelihood equation:

$$L = \sum_{i=1}^{N} p_i^{y_i} (1-p_i)^{(1-y_i)} \quad [4]$$

p_i can be modelled as a linear function:

$$p_i = b_o + b_i x_i \quad [5]$$

where b_o and b_i are selected to maximize the likelihood function (L). The significance of each variable can be assessed using the likelihood ratio or G test (Sokal and Rohlf 1981). The analysis was performed in a stepwise manner separately for each waterfowl species, with equation [4] fitted five times with x_i set to one of the four factor scores or the presence of fish variable. If the G test indicated a significant improvement in the model fitting, then the variable which caused the greatest improvement was selected, and the curve fitting proceeded. Otherwise, the variable selection process was terminated. In the next step, the following model was fitted:

$$p_i = b_o + b_1 * x_i + b_2 * y_i \quad [6]$$

where x_i denotes the variable selected in equation [4] and y_i one of the other variables. This model was fitted for each of the four variables not selected in the first step. However, if fish presence was one of the variables in equation [5], then an interaction term, which indicates whether the effect of the factor variable is the same for lakes with and without fish, was included in the model:

$$p_i = b_o + b_1 * x_i + b_2 * y_i + b_3 * x_i * y_i \quad [7]$$

If the G test indicated that the likelihood equation increased significantly by including a second variable, then a model involving three terms was fitted. The stepwise selection was continued until no further significant increases in the likelihood equation were made.

The results of this stepwise analysis are summarized in Table 19, with each species represented by the best-fitting linear model for the likelihood equation. The presence of small non-game fish was not, in itself, the major factor influencing the distribution of piscivorous species, either Common Loon or Common Merganser, in the lakes studied. Fish presence was among three variables selected in step 1 of the Common Loon analysis, but was found to have a significant ($p < 0.05$) interaction with factor 3 in the second step. Both Common Loon and Common Merganser occurred most frequently on lakes with high factor 4 scores, suggesting that they preferred large lakes with irregular shorelines often draining a substantial area. Also, the occurrence of Common Loons was negatively correlated with factor 3, eutrophication, suggesting a preference for the deeper, more dilute lakes, often characterized by low nutrient and organic carbon levels. Also unaffected by fish occurrence were Ring-necked Duck and American Black Duck, both of which preferred the shallow, nutrient-rich wetlands, which were often dominated by riparian and emergent vegetation.

The presence of fish did reduce the likelihood of any lake supporting either Common Goldeneye or Hooded Merganser (Fig. 26), suggesting that fish may act as competitors for insect prey exploited by these ducks. Common Goldeneye occurrence was also positively correlated with factor 3, eutrophication. In much the same way, Hooded Merganser occurrence was negatively correlated with factor 1, acidity, in the second step of the analysis. This suggests that, in addition to preferring fishless conditions, this species also tended to avoid acidic conditions and may favour those non-acidic, naturally fishless lakes (always head-water) which composed a small proportion (<15%) of all habitat studied.

Figure 27
Patterns of association in the two study areas combined among average scores on the three environmental factors for adult and/or brood sightings during the brood-rearing period and major fish assemblage types

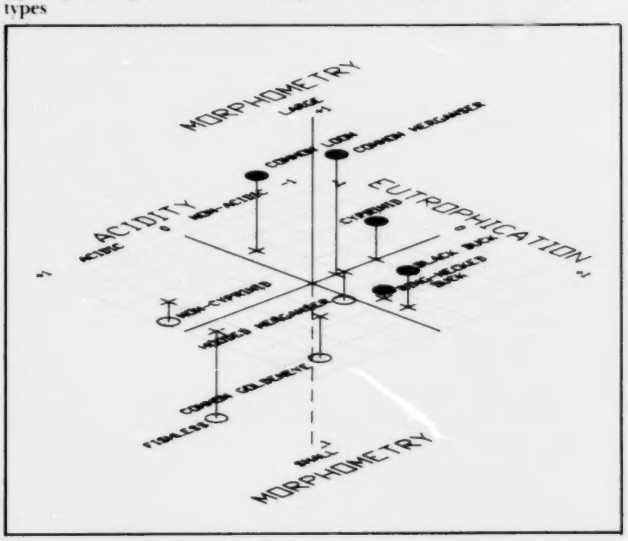


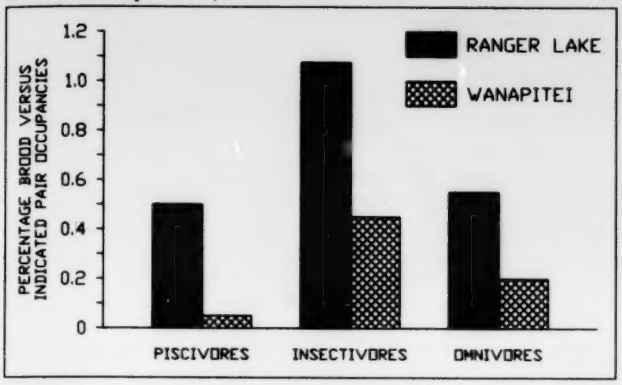
Table 19
Relationships between the distribution of individual waterfowl species, environmental factors and fish occurrence in the two study areas combined as examined using a stepwise variable selection process*

(i) Species	Equation ($p < 0.05$)
Common Loon	p_i = 0.386 − 0.106 Factor 3 + 0.067 Factor 4 (± 0.051) (± 0.037) (± 0.060)
Common Merganser	p_i = 0.115 + 0.034 Factor 4 (± 0.025) (± 0.016)
Common Goldeneye	p_i = 0.563 + 0.050 Factor 3 (if fish not present) (± 0.105) (± 0.012)
	p_i = 0.125 + 0.050 Factor 3 (if fish present) (± 0.039) (± 0.012)
Hooded Merganser	p_i = 0.386 − 0.078 Factor 1 (if fish not present) (± 0.036) (± 0.030)
	pi = 0.130 − 0.078 Factor 1 (if fish present) (± 0.036) (± 0.030)
Ring-necked Duck	p_i = 0.250 − 0.100 Factor 3 (± 0.047) (± 0.014)
American Black Duck	p_i = 0.090 − 0.036 Factor 3 (± 0.023) (± 6.0 E-8)

(ii) Species	N	Factor 1 "acidity"	Factor 2 "ionic strength"	Factor 3 "eutrophication"	Factor 4 "morphometry"	Fish present
Common Loon	46			− (1)†	+ (2)	
Common Merganser	16				+ (1)	
Common Goldeneye	29			+ (2)		− (1)
Hooded Merganser	25	− (2)				− (1)
Ring-necked Duck	30			+ (1)		
American Black Duck	10			+ (1)		

* Waterfowl data are expressed as combined adult and/or brood sightings during the brood-rearing period. Equations providing the best fit to the linear model tested for each species are presented in part (i). The figures under the parameters are estimates of the standard errors of the parameters. Those significant relationships found are illustrated schematically in part (ii).
† Values in parentheses indicate order of inclusion in the model.

Figure 28
Brood to indicated nesting pair occupancy ratios for three major waterfowl groups (piscivores—Common Loon + Common Merganser; insectivores—Common Goldeneye + Hooded Merganser; and omnivores—Ring-necked Duck + Black Duck + Mallard) in the Ranger Lake and Wanapitei study areas



Despite the pronounced differences in chemical conditions and trophic structure between the two study areas, no significant differences were detected between the two areas in the distribution of nesting waterfowl observed in indicated nesting pair surveys. However, the percentage of lakes occupied by broods, in relation to the percentage of lakes occupied by indicated nesting pairs, does suggest differences in reproductive output per indicated pair between two study areas (Table 17). At Ranger Lake, there was a very good relationship between brood and indicated nesting pair occupancy rates for Common Merganser, Common Goldeneye, Hooded Merganser and Ring-necked Duck, with the brood versus indicated pair (BR:IP) ratio ranging from 0.74 to 1.17. The ratio was substantially lower for Common Loon (0.33), Black Duck (0) and Mallard (0.24). Overall, the ratio between brood and indicated nesting pair occupancy rates was 0.50 for piscivores (Common Loon and Common Merganser), 0.57 for omnivores (Ring-necked Duck, Black Duck and Mallard) and 1.09 for insectivores (Common Goldeneye and Hooded Merganser) (Fig. 28). At Wanapitei, this ratio was generally lower for all species, except Black Duck (Table 17). Both omnivore (0.20) and insectivore (0.47) ratios were substantially lower at Wanapitei than at Ranger Lake, although the most pronounced difference in success rates was shown by piscivores (0.06).

Conclusions

1. Waterfowl populations in north-eastern Ontario

The loss and degradation of habitat are the major waterfowl management problems currently facing management agencies in North America (North American Waterfowl Management Plan 1986). Wetlands in the boreal forest, although supporting lower densities of breeding ducks than those of the Prairie Provinces (Wellein and Lumsden 1964), have become increasingly important to continental waterfowl populations, particularly during droughts and as prairie wetlands are destroyed by agricultural drainage (Gilmer *et al.* 1975). However, these formerly secure waterfowl habitats in the vast boreal forests of eastern Canada are now affected by hydropower and recreational developments, forestry practices, industrial effluent pollution and atmospheric contamination. In eastern North America, the marked decline in Black Duck numbers and suspected drop in the Common Goldeneye and Green-winged Teal populations may be related to boreal habitat degradation (North American Waterfowl Management Plan 1986). On the Precambrian Shield of north-eastern and south-central Ontario substantial input of atmospheric pollutants to sensitive terrain might threaten the quality of aquatic systems for waterfowl production.

Prior to the current work, only one reconnaissance survey (Dennis 1974*b*) had examined breeding distributions of waterfowl in north-eastern Ontario. Consequently, historical data on waterfowl population levels in acid-affected areas are not available. Surveys conducted in the region since 1980 have shown no significant trends in population levels, with the exception of Wood Ducks, which showed a consistent rise in numbers. Such short-term surveys, however, could not possibly establish relationships between lake acidification and waterfowl population responses. Breeding pair surveys have shown that only a portion (<45%) of the aquatic habitat available to nesting waterfowl in the region is being utilized. Several factors, including overhunting and habitat degradation, could account for this situation; certainly no one factor alone is responsible for the rather low population densities (about one pair per square kilometre) observed throughout north-eastern Ontario. Yet the total number of waterfowl (including Common Loons) breeding in these extensive acid-sensitive areas is substantial (roughly 105 000 pairs in 97 500 km^2). Regardless of the temporal trends for both atmospheric pollutants and waterfowl populations, a considerable segment of the waterfowl resource in Ontario is potentially at risk from the continued influence of acid precipitation on aquatic systems.

A total of 11 species commonly breed in the region. Several dabbling ducks (Blue-winged Teal, Green-winged Teal and Mallard) and the Wood Duck were commonly found in the Killarney and Nipissing blocks, where agricultural influences, combined with extensive swamp habitat, provide a variety of well-buffered wetland types, not unlike situations in southern Ontario. However, waterfowl of particular concern in acidification research are those that rely on aquatic habitats derived through glacial processes and characterized by low acid-neutralizing capabilities. The intergradation between Great Lakes – St. Lawrence and boreal forest regions, along with the added influence of agricultural land use along the North Channel and Lake Nipissing, provides a natural separation in the distribution of typical boreal lake waterfowl from more southerly species, such as Mallard and Wood Duck. Boreal species, including Common Goldeneye, Hooded Merganser, Ring-necked Duck and American Black Duck, regularly co-occurred on plots throughout much of north-eastern Ontario. These species utilized small head-water lakes and wetlands during the nesting period, whereas the piscivorous Common Loon and Common Merganser co-occurred on plots containing larger lakes and river habitat. Such patterns of habitat use differ from those reported by Hunter *et al.* (1986) and Longcore and Stromborg (unpubl.) in eastern Maine, where marshes and other eutrophic systems were found to be more important as waterfowl habitat than oligotrophic head-water lakes. Despite the overall low breeding densities recorded, small, oligotrophic wetlands were found to be extremely important as waterfowl nesting and brood-rearing habitat in our study. It is clear from our work that the conclusion by Hunter *et al.* (1986) that "relatively few waterfowl in north-eastern North America live in the types of aquatic ecosystems that are most vulnerable to acidification" is invalid in relation to the current situation throughout much of central and northern Ontario. As a significant proportion of the breeding waterfowl resource in north-eastern Ontario is associated with aquatic habitats vulnerable to the effects of acidification (i.e., small head-water lakes) (Haines 1981; Kelso and Minns 1982), waterfowl/food-chain studies were concentrated in these habitats and focussed on these species.

2. Patterns of lake acidification

Patterson (1976) and Murphy *et al.* (1984) investigated the importance of environmental factors in regulating duck populations and acknowledged the importance of limnologic considerations in habitat evaluation. Waterfowl reproductive success is influenced by the natural heterogeneity of the aquatic environment and the many interacting physical and chemical factors that influence the productivity and trophic structure of aquatic systems.

Most of the chemical and physical variability within the small head-water lakes in the present study could be explained on the basis of the four major components: acidity, ionic strength, eutrophication and lake morphometry status. Although effects associated with inputs of airborne contaminants are widespread in North America and reflect long-range pollutant transport, the problem of surface water acidification in Canada remains most pronounced in areas adjacent to point sources emitting large amounts of sulphur and nitrogen oxides. North-east of Sudbury in Ontario, it is reported that "the extent of acidification is as great or greater than any recorded elsewhere" (Beamish *et al.* 1976) and can be largely attributed to the local smelting complexes there. The importance of the acidity and ionic strength factors in explaining the variation in the chemical composition of our Wanapitei study lakes demonstrates the impact of the deposition of acidic substances and the potential moderating influences of bedrock and surficial lithology. In a multivariate classification and description of 187 lakes influenced by acid precipitation in north-eastern Ontario (within a 200-km radius of Sudbury), Pitblado *et al.* (1980) also demonstrated the importance of atmospherically conveyed contaminants from the Sudbury smelting complex and the potential moderating influences of lithologically derived buffering species. The principal components derived in their analyses were very similar to those produced in the current study. Variables directly related to smelting activity, particularly high lake sulphate concentrations arising from the direct deposition of SO_2 and sulphur fumigation, were inversely related to distance from Sudbury. The observed pattern was skewed in a south-west–north-east direction, as a result of the prevailing winds of the area. Despite their proximity to Sudbury, lakes north and north-east of Lake Wanapitei have a wide range of chemical conditions. On average, the Alk:SO_4^{2-} ratio was much lower in lakes surveyed at Wanapitei than at Ranger Lake. As a result, increased acidity and elevated metal levels were found in lakes situated on sensitive bedrock at Wanapitei. Yet there was little evidence of extremely elevated levels of certain metals (Cu, Ni and Zn) whose concentrations would be linked to local deposition effects, as was observed in some lakes sampled in the immediate vicinity of Sudbury (Yan and Miller 1984). Lakes situated on resistant bedrock in the Wanapitei area are well buffered, generally nutrient-rich, and comparable with many productive sites (especially VIXEN lakes) surveyed in the Ranger Lake area. The differing nutrient status of lakes, particularly in relation to phosphorus levels, may reflect variation in natural nutrient loadings as influenced by morphometric (i.e., large drainage basin area relative to lake size) and lithological factors. Despite the importance of organic anions in the natural acidity of certain peatland systems in eastern North America (Gorham *et al.* 1984; Kerekes *et al.* 1984), no such contribution was noted in this study.

In spite of lower overall inputs of acids in the Ranger Lake area, surface water acidification threatens many lakes with low to exhausted buffering capacities in this region. The similarity in chemical composition between certain Ranger Lake lakes (GONG) and many Wanapitei lakes (WHS) suggests that these aquatic systems are sensitive and may suffer significant pH/metal stress in the long term, or seasonally as a consequence of acidic spring melt-water inputs.

3. Testing of hypothesis

The capability of any habitat to support breeding waterfowl is a complex function of various ecological parameters, including nest site characteristics, cover for broods from predators, and duckling food requirements. Food is frequently a limiting resource for ducklings and egg-laying females during the breeding season because they are the top predators in the aquatic food-chain (Swanson and Meyer 1973; Reinecke and Owen 1980). We investigated the hypothesis that the adverse effects of acid precipitation on waterfowl would be mediated through changes in the abundance and availability of prey species.

In north-eastern Ontario, the availability of food for many waterfowl species has been influenced by lake acidification. Such acid-induced changes are largely due to the decline in the abundance of fish, which are one of the first groups to be affected by lake acidification (Schofield 1976). In the acid-stressed area, small non-game fish stocks had fewer individuals and fewer species than Ranger Lake. At moderately high pH levels (5.5), most cyprinid species were absent. Below pH 5.5 several non-cyprinid species occurred, in particular yellow perch, which was recorded at Wanapitei only. Whereas fish species richness was primarily a function of lake acidity, both chemical and physical parameters contributed to the gradient of fish communities observed (Bendell and McNicol 1987*b*). Lake and drainage basin morphometry also influenced fish species composition. We concluded that the separation of lakes with and without cyprinids at Ranger Lake was accounted for by the increased availability of stream habitat in lakes downstream, such that cyprinid species were added to the head-water pond species assemblage as drainage basin size increased.

Adverse effects of lake acidification on small non-game fish species appear to have influenced the breeding capabilities of fish-eating waterbirds in the Wanapitei area. Both Common Loons and Common Mergansers preferred the larger, well-drained oligotrophic lakes that also support diverse cyprinid populations (Bendell and McNicol 1987*b*), as well as brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in Ontario (Kelso and Minns 1982). A similar relationship was found in Quebec (DesGranges and Darveau 1985). In the present study, both piscivores were equally abundant in the stressed and unstressed areas during the nest initiation period, occupying nearly one of three lakes surveyed. Yet a much smaller percentage of lakes supported broods at Wanapitei than at Ranger Lake. Although predation may set the general mortality level of waterfowl in any given area, the particularly small percentage of piscivore broods observed in the Wanapitei area suggests that another factor, such as a declining food resource, is also causing nest failure or brood mortality.

Evidence from Ontario (Alvo 1985) and Scandinavia (Almer *et al.* 1978) indicates that loss of fish populations from acidic lakes may be responsible for the observed decline of loons in Ontario and of both loons and mergansers in Sweden. Alvo (1985) reported that loon productivity in lakes less than 100 ha in size within a 100-km radius of Sudbury was negatively correlated with lake acidity.

Our results support the conclusions of Eriksson *et al.* (1980) that many of the biological changes in macroinvertebrate assemblages that coincide with acidification are related to changes in predator–prey relations. The shift to an invertebrate-dominated trophic system, following the disappearance of fish from acidic lakes at Wanapitei, has been characterized by the increased occurrence and abundance

of large, free-swimming organisms, such as notonectids, corixids, *Graphoderus liberus* and *Chaoborus americanus*. The same assemblage was found in non-acidic lakes in the Ranger Lake area, where the absence of fish is likely a function of biogeographic isolation or winter anoxia.

Invertebrates eaten by waterfowl are often also exploited by fish, some of which are very efficient competitors of waterfowl (Andersson 1981). The increase in abundance of large predatory insects following a decline in fish stocks in acidified lakes increases the availability of food for species whose young require large amounts of protein-rich insect food for growth. Both Eriksson (1979) and Eadie and Keast (1982) argued that competition between fish and Common Goldeneyes affected the selection of feeding localities and brood-rearing sites for this species. Following the experimental removal of fish, Eriksson (1976) found that goldeneye ducklings fed largely on free-swimming aquatic insects, such as notonectids, corixids and dytiscids, in preference to benthic prey. In the present study, the absence of fish was the single most important factor influencing the suitability of lakes for Common Goldeneyes during the brood-rearing period and was also important for Hooded Mergansers. Ring-necked Ducks and Black Ducks were unaffected by either acidity or fish occurrence in their selection of lakes. Instead, broods of these species occupied shallow, nutrient-rich wetlands, with a well-developed shore-zone community, as observed in southern Quebec (Des-Granges and Darveau 1985).

Ducklings of several species of dabbling and diving ducks feed largely on invertebrate prey (Bartonek 1972; Swanson *et al.* 1979; Reinecke and Owen 1980). In this study, near-shore feeding by young dabblers, such as Black Ducks and Mallards, on aquatic insects was largely unaffected by fish predation, possibly because of the cover afforded by the structurally complex littoral zone of eutrophic lakes. In contrast, the large, mobile prey that expand into the pelagic parts of the lake, following release from fish predation, can be exploited by "pursuit divers," such as Common Goldeneyes and Hooded Mergansers, from a very early age. Because of bill morphology or delays in developing full diving capabilities, the young of other diving ducks, such as Ring-necked Ducks, may not be able to exploit increased stocks of nektonic prey in fishless lakes until a much later stage of development. Downy young of Ring-necked Ducks rely on surface feeding in near-shore vegetation to a much greater extent than Goldeneyes (McNicol, unpubl.).

In summary, comparisons of waterfowl brood production between two areas receiving different rates of acid loading have shown that fewer waterfowl broods are produced in the area of higher deposition in relation to the number of pairs nesting in the spring. The worst case was found for fish-eating species (Common Loon and Common Merganser) in the Wanapitei area, in which five to eight times fewer young were produced. Such piscivorous species are, therefore, immediately at risk from the effects of acidification on fish throughout much of north-eastern Ontario. Similar, though less dramatic, reductions in brood production were found for other waterfowl in this area. Insectivores (Common Goldeneye and Hooded Merganser) may derive short-term benefits from reduced competition with fish for common nektonic insect prey. Omnivores derived no immediate advantage from the disappearance of fish. Whereas most waterfowl select more productive and buffered wetlands to raise their young, small head-water lakes comprise a large proportion of the nesting territories occupied by breeding pairs in some areas and for some species. Our findings indicate that the success of these birds may be lower in areas receiving deposition in the order of 20–30 kg SO_4^{2-}·ha^{-1}·yr^{-1}. More information is required to determine whether acidity is limiting the abundance of both fish and invertebrate prey to the detriment of all waterfowl.

Appendices

Appendix 1
Sensitivity of bedrock and derived soils to acid precipitation in the Ranger Lake and Wanapitei study areas

Region	Bedrock sensitivity rating	Bedrock assemblage	Bedrock lithology	Surficial geology
Ranger Lake	High sensitivity: low to insignificant buffering capacity, mainly by cation exchange within clay and silt-sized detritus	Felsic intrusive and metamorphic rocks. Granitoid intrusive rocks and volcanic equivalents	Granitic and gneissic rocks of plutonic origin	GONG: Ground moraine; silty to sandy till VIXEN: (*a*) End moraine; sand, gravel, boulders (*b*) Lacustrine; varved or massive clay, silt, fine sand, sand (*c*) Outwash; sand, fine sand, gravel
Wanapitei				
Low sensitivity (WLS)	Low–intermediate sensitivity: low to high buffering capacity mainly by carbonate anion and by cation exchange in clay and silt-sized detritus	Quirke Lake Group — Carbonate-rich siliceous sedimentary rocks	Calcareous fine- to coarse-grained clastic sedimentary rocks	End moraine; sand, gravel, boulders
Medium sensitivity (WMS)	High–intermediate sensitivity: low to high buffering capacity, mainly cation exchange in clay and silt-sized detritus	Cobalt Group — Non-calcareous siliceous sedimentary rocks. Mafic to intermediate metavolcanics — basaltic and associated sedimentary and volcanic rocks	Low-grade and unmetamorphosed sedimentary rocks. Mafic and felsic metavolcanic and associated metasedimentary rocks, undifferentiated	Ground moraine; silty to sandy till
High sensitivity (WHS)	High sensitivity: low to insignificant buffering capacity mainly by cation exchange within clay and silt-sized detritus	Cobalt Group — Quartzose sandstone. Felsic intrusive and metamorphic rocks — granitoid intrusive rocks and volcanic equivalents	Quartzose sandstone, orthoquartzite. Granitic and gneissic rocks of plutonic origin	Ground moraine; silty to sandy till

Appendix 2
Summary of counts and measurements of lakes by watershed unit and size class for major watersheds in the present study (modified from Cox 1978)

		Lake size classes, ha										Summary statistics				
		>1000		100–999		10–99		1–9.9		<1		Totals		Averages		No. of small lakes (<9.9 ha) per 100 km²
Watershed code		No.	Area, ha	No.	Area, ha	No.	Area, ha	No.	Area, ha	No.	Area, ha	No.	Area, ha	Lake area, ha	Watershed area, ha	
Ranger Lake																
2BF-3	Goulais*	–	–	17	2 966	218	5 680	868	3589	264	149	1367	12 384	8.9	197 896	57.2
2CA-2	Garden*	1	2254	5	1 616	115	2 493	471	1860	135	82	727	8 304	11.3	106 233	57.0
2CB-2	Aubinadong*	–	–	14	3 804	232	5 419	630	2665	216	117	1092	12 005	10.9	166 329	50.9
Totals		1	2254	36	8 386	565	13 592	1969	8114	615	348	3186	32 693	10.4	470 458	54.9
Wanapitei																
2DA-2	Upper Wan.*	2	921	13	1 813	75	1 858	341	1190	138	77	569	5 861	10.1	87 819	54.5
2DA-3	East Wan.*	–	–	4	556	23	658	94	428	11	8	132	1 650	12.1	20 235	51.9
2DA-4	Parkin†	–	–	2	855	27	752	92	385	26	15	147	2 007	13.8	19 433	60.7
2DC-1	Sturgeon*	–	–	23	5 193	172	4 589	595	2361	187	98	977	12 241	12.6	198 098	39.5
2DC-2	Chiniguichi*	4	6071	10	2 646	93	2 439	195	832	25	18	327	12 500	36.8	69 891	31.5
Totals		6	6992	52	11 063	390	10 296	1317	5196	387	216	2152	33 764	17.1	395 476	43.1

* Denotes rivers.
† Denotes creek.

Appendix 3
Summary of sampling methods and results of pilot studies conducted in the Ranger Lake area between 1980 and 1982

Pilot studies to examine waterfowl productivity, water chemistry and food-chain interactions were conducted in the Ranger Lake area between 1980 and 1982, but were most intensive in 1981. Summarized below is a description of those sampling methodologies used only in the pilot studies and the major findings of these studies, specifically as they pertain to the comparative studies implemented in 1983.

1. Methods

The number of lakes surveyed and the parameters measured are outlined in Table I. Several physiographic features of the lakes were measured, including bathymetry, water quality and shoreline vegetation. Water quality data collected in 1981 did not include measures of nutrients or water colour. Food-chain interactions were examined by sampling minnows on 37 lakes and macroinvertebrates on 10 of these. The sweep net sampling procedure followed in 1981 differed from that used in 1983 in that a 700-cm^2 circular net was used and samples were taken at randomly selected sites on each lake during two sampling periods, one in June and the other in July. The minnow trapping procedure was also similar to that followed in 1983, but differed primarily in that the number of trap nights per lake varied from two to seven. A summary of sampling methodologies not described in Methods, Section 2, follows.

1.1. Lake bathymetry

Approximations of littoral zone volume (defined as the volume to a maximum depth of 1.3 m), as well as total lake volume and maximum depth, were calculated from the bathymetric data collected on 50 lakes. Bathymetric contour maps were generated from depth sounding transects on each lake. Depths (in feet) were recorded at 5-s intervals along the transects using depth sounding equipment (Lowrance Bluewater Model LFG-225).

1.2. Water quality

The water sampling programme was designed to determine the major chemical characteristics of lakes selected for waterfowl productivity and food-chain studies. Four sampling series were completed, including September 1980 (N = 50 lakes), April 1981 (N = 55), May 1981 (N = 148) and July 1981 (N = 80.) Although the May 1981 survey covered 148 lakes, information from only 100 lakes is used.

For comparative purposes, only those lakes sampled during all four time periods, including September (fall overturn), early April (spring run-off), late May (during thermal stratification) and late July (following thermal stratification), have been included in the analysis of seasonal fluctuations in chemical parameters. Immediately following peak run-off in April 1981, spring melt-water conditions were examined in 14 lakes located in the VIXEN study area. Mid-lake temperature profiles were taken to differentiate between the surface lens of colder (0–2°C), less dense melt-water which overrides the warmer (4°C), denser endemic water. Surface (0–1 m) and deep (>1 m) water samples were collected using flexible Tygon tubing.

1.3. Ekman sampling

A total of 30 Ekman dredge samples was collected on each lake. This included 10 samples taken on each of three occasions during June and July 1981. Samples were sieved through 2-mm-diameter wire mesh. The relatively large sieve screen size was chosen to sample large organisms likely to be duck food. Substrates of most head-water lakes in the area were of soft organic muck.

1.4. Emergence trap sampling

Two emergence traps were placed on each of nine lakes, and one placed on the tenth (044R). These enclosures covered a 1-m^2 area of the water's surface and resembled an asymmetrical pyramid with a vertical front. The apex of the structure was darkened with an asphalt felt lining and contained a hole into which was inserted a translucent white plumbing elbow attached to a 500-ml. Nalgene bottle. Emerging insects were attracted to the light spot created in the darkened apex of the trap and were preserved in the clearing bottle containing a 2:1 mixture of 95% ethanol and ethylene glycol. Clearing bottles were changed every five to nine days and were open continually from 23–25 June to 22–27 July 1981.

1.5. Shoreline vegetation

Ten littoral quadrats (1 m^2) were selected randomly in the littoral zone (0–1 m deep) of 34 lakes. Three quadrats were located at the water's edge, three at 1 m deep and four at 0.5 m. Each quadrat contained three vertical components: above the surface, at the surface and below the surface. Vegetation within each vertical stratum was identified and percentage cover estimates were made.

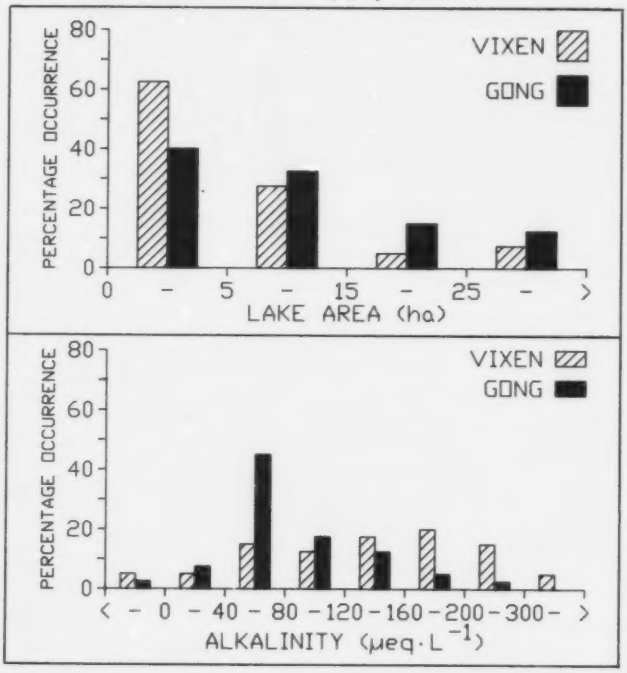
1.6. Waterfowl surveys

Observations on waterfowl reproductive success were made during both 1980 and 1981. Regular ground surveys to assess adult and brood activity were made from mid-May to late July in both years. Ground surveys were expanded in 1981 to encompass 148 lakes; fewer than one-half of these were visited in 1980. In 1981, complete canoe and/or ground checks were made on a total of 100 lakes every 7–10 days, with an additional 48 lakes surveyed less frequently (14–18 days).

Table I
Components of pilot studies conducted in the Ranger Lake area between 1980 and 1982

Study component	Lakes surveyed, N	Method description
Lake physiography		
Morphometry	100	Methods, section 2.2.
Bathymetry	50	Appendix 3
Water quality	148	Methods, section 2.1.
Food-chain studies		Appendix 3
Minnow trap samples	37	Methods, section 2.3.
Sweep net samples	10	Methods, section 2.4.
Ekman samples	10	Appendix 3
Emergence trap samples	10	Appendix 3
Shoreline vegetation	34	Appendix 3
Waterfowl surveys		
Aerial surveys	649	Methods, section 1.
Brood surveys	100	Appendix 3

Figure I
The frequency of occurrence of lakes in the VIXEN and GONG study areas in 1981, by size (ha) and alkalinity ($\mu eq \cdot L^{-1}$) classes



Using the Gollop and Marshall (1954) age classification scheme, average dates of the appearance of newly hatched ducklings on brood-rearing lakes were estimated from field observations. Using this information, two 30-day time intervals (28 May – 26 June and 27 June – 26 July) were chosen to represent major phases in the breeding chronology of most species. Adult and brood occupancy estimates were then computed from survey data collected in both 30-day intervals. Only lakes surveyed at least once in both periods were included in the analysis.

2. Results

2.1. Lake physiography and water quality

Lakes surveyed in the Ranger Lake area in 1981 ranged in size from 1 to 73 ha (mean = 10.1 ha), although more than 80% were less than 15 ha in size (Fig. I). More than 57% of the lakes surveyed were either first- or second-order drainage situations and were generally shallow (mean depth = 2.3 m).

Only minor differences in lake morphometry were found between VIXEN and GONG study lakes.

Chemical properties for 100 lakes sampled in May 1981 were examined to assess spatial variability in major ion chemistry. While a broad range of water quality was observed, few acidic lakes (pH < 5.5) were found, and there was little evidence of elevated trace metal concentrations. The majority of lakes exhibited a low acid-neutralizing capacity (< 200 $\mu eq \cdot L^{-1}$ alkalinity), and were sensitive to acidification. Substantial differences in the relative sensitivities of lakes were evident, with fewer than 34% of the VIXEN lakes having alkalinities below 120 $\mu eq \cdot L^{-1}$ compared with 76% of the GONG lakes (Fig. I).

Seasonal differences in water quality between the VIXEN and GONG study areas were evident during all sampling periods (Fig. II), with GONG lakes exhibiting lower average values of pH, conductivity and alkalinity than VIXEN Lakes. Lakes sampled during the spring run-off period (5–9 April) in 1981 had lower average pH, conductivity and alkalinity than at other times of the year (Fig. II). On the 14 lakes where surface (0–1 m) and deep (>1 m) water samples were collected, lake pH, conductivity, alkalinity and calcium levels were significantly lower in the colder, surface melt-water layer than in the warmer, deeper endemic waters (Table II). During the spring snowmelt of 1981, Kelso *et al.* (1986*b*) also found that head-water lakes (N = 30) sampled in the Algoma District underwent serious declines in alkalinity. Generally, SO_4^{2-}, alkalinity, Ca^{2+} and Mg^{2+} concentrations were reduced by run-off and rain, with lower alkalinity systems showing the greatest changes. This lowering of acid-neutralizing capacity in surface waters suggests that melt-water undergoes little geochemical modification during run-off, even in the naturally well-buffered watersheds of the VIXEN area (App. 1). The accumulation of pollutants in the snowpack and their subsequent release as acidic melt-water is especially critical for shallow head-water systems. In Ontario, snowmelt is the single most important hydrologic event, with between 50 and 70% of the annual run-off occurring in the spring months of March to May. The snowpack melt in the spring can provide between 36 and 77% of the annual acid export from a watershed to a lake (Jeffries *et al.* 1979). Biota inhabiting shallow, near-shore areas of these head-water lakes could be at risk because of the effects of the "acid shock" phenomenon.

Although few acidic lakes were recorded at Ranger Lake, differences in sensitivity among study lakes and between study areas were established. Such sensitive head-water systems might suffer adverse biological effects under current deposition levels, or as a response to snowpack melt.

2.2. Biological studies

2.2.1. *Minnow trap sampling* — Fifteen fish species were recorded from minnow trap sampling on 28 lakes (Fig. III). On the remaining 9 lakes, no fish were recorded. Eight fish taxa were common; these included six cyprinidae (*Chrosomus* spp., pearl dace, common shiner, creek chub, fathead minnow and blacknose dace), brook stickleback and white sucker.

In Figure III, these common taxa have been arranged in sequence, from those occurring in the most lakes to those occurring in only one or two. This arrangement of the species suggests a natural three-way classification of lakes and species. One group of lakes supported only *Chrosomus* spp. and/or pearl dace. Such lakes occurred in both the VIXEN and GONG study areas. The remaining lakes in the GONG area added at least three species from a group containing common shiner, creek chub, white sucker and brook stickleback. In the VIXEN area, lakes added either blacknose dace or fathead minnow. Blacknose dace never occurred in the GONG area, whereas the fathead minnow occurred in small numbers in only one lake in that area. That is, lakes were separated among those containing only *Chrosomus* spp. and/or pearl dace, and those with more diverse assemblages, which differed between the GONG and VIXEN areas.

This classification of lakes conforms to differences in the chemical and physical characteristics of the lakes (Table III). *Chrosomus* spp. and pearl dace are often associated with small, dystrophic bog ponds (Scott and Crossman 1973). In this study, the lakes on which they occurred alone were characterized by small drainage basins. Drainage area size appears to be related to the availability of stream habitat for breeding by several species, including common shiner, creek chub, blacknose dace and white sucker. Streams are also refuges from winter anoxia (Tonn and Magnuson 1982). Lakes in the VIXEN and GONG areas differed in basic chemical characteristics, with lake pH (6.92 vs. 6.44) and alkalinity (171.8 vs. 87.4 $\mu eq \cdot L^{-1}$) values significantly higher in the VIXEN area than the GONG area (t-tests, $p < 0.01$). Both the fathead minnow and blacknose dace were uncommon in GONG lakes, suggesting that the distributions of these species may be restricted by chemical factors. Fathead minnows, in particular, are intolerant up to moderate acidity levels (pH < 6.0) (Schindler and Turner 1982; Rahel and Magnuson 1983; Zischke *et al.* 1983; Mills 1984) and metal levels (Mount 1973).

Figure II
Comparison of seasonal and spatial differences in mean lake pH, conductivity ($\mu mho \cdot cm^{-1}$) and alkalinity ($\mu eq \cdot L^{-1}$) of samples collected in the VIXEN and GONG study areas in 1980 and 1981

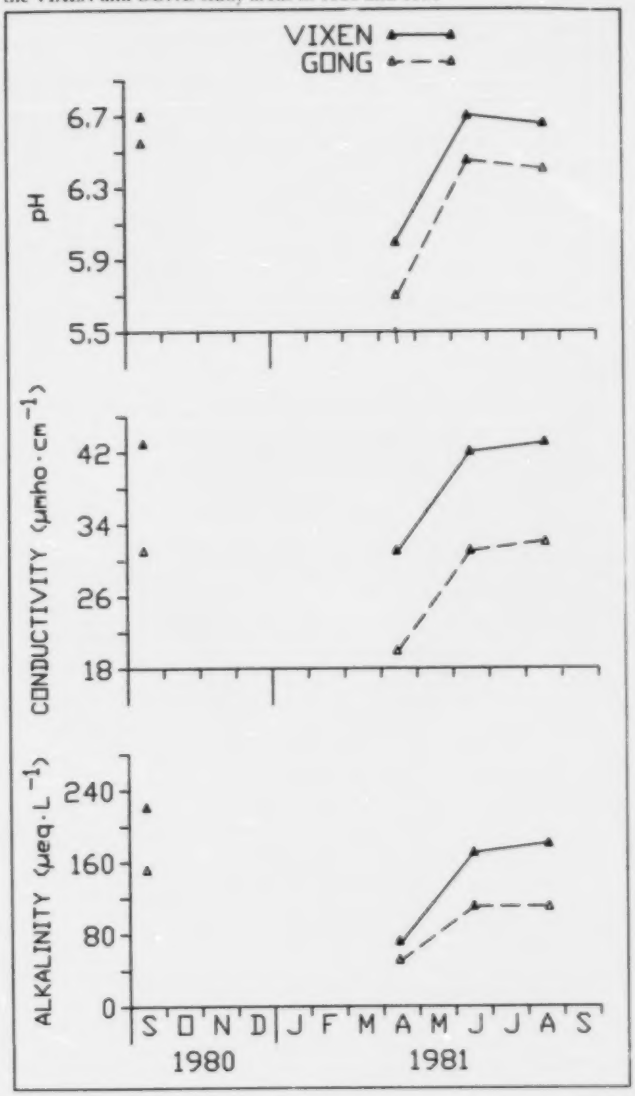


Table II
Differences of selected chemical parameters (mean ± sd) between surface (0–1 m) and deep (>1 m) water samples collected on 14 lakes in the Ranger Lake area during the spring run-off period in 1981, tested using paired t-tests (*** $p < 0.001$, ** < 0.01)

Sample depth	pH (mean ± sd)	Conductivity, $\mu mho \cdot cm^{-1}$ (mean ± sd)	Alkalinity, $\mu eq \cdot L^{-1}$ (mean ± sd)	Calcium, $mg \cdot L^{-1}$ (mean ± sd)
Surface (0–1 m)	5.96 ± 0.55	29.3 ± 9.8	81.9 ± 89.5	3.11 ± 1.29
Deep (>1 m)	6.35 ± 0.42 ***	43.0 ± 12.7 ***	209.8 ± 159.3 **	5.77 ± 1.79 ***

2.2.2. *Aquatic invertebrate sampling* — The number of samples from which each major invertebrate taxon was recorded in the total of 20 sweep net samples and 30 Ekman samples from each of the 10 core lakes is shown in Tables IV and V, respectively. Major taxa were defined as those occurring in more than three samples from all lakes. Emergence trap samples were scored for presence–absence of invertebrate taxa only (Table VI).

The sweep net data (Table IV) were analysed using clustering techniques. Average distance dissimilarity values were calculated (Sneath and Sokal 1973) and clustered using Ward's agglomerative method (Wishart 1969). The resulting dendrogram (Fig. IV) indicates a major division between two groups of lakes. One group contains four lakes, of which three (013R, 015R, 459R) had no fish, and the fourth (044R) had so few fish (three minnows collected in 112 h of trapping) that it cannot be considered to have a viable fish population. The remaining group of six lakes contained from two to six fish species (Fig. III).

To identify those invertebrate taxa associated with the two groups of lakes, we performed Mann–Whitney U tests on the scores for each taxa. Ten taxa in sweep net samples were associated with lakes without viable fish populations, as indicated in Table IV. They were the dipteran, *Chaoborus americanus*, backswimmers, *Notonecta* and *Buenoa*, immature corixids, the trichopteran genera, *Oecetis* and *Triaenodes*, the whirligig beetle, *Gyrinus pectoralis*, the diving beetle, *Graphoderus*, the dragonfly, *Leucorrhinia*, and the damselfly, *Lestes*. In marked contrast, only two taxa in Ekman samples, the larvae of the biting midges Ceratopogonidae, and the trichopteran *Oecetis*, were associated with this group of lakes (Table V).

The four lakes without viable fish populations had consistently more invertebrates and a larger number of taxa in sweep net samples (Mann–Whitney U tests, $p = 0.005$). The number of taxa and log number of individuals in sweep net samples tended to fall in a linear fashion with an increase in the number of fish species in each lake (Fig. V).

The number of taxa taken in Ekman samples and the number of individuals taken in both Ekman and emergence trap sampling also tended to be higher on the lakes without viable fish populations, although the differences were less dramatic than for the limnetic fauna sampled using the sweep net procedure.

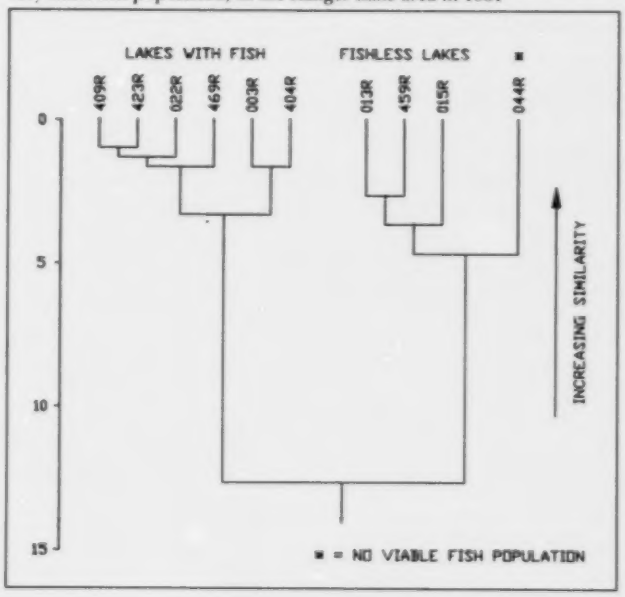
2.2.3. *Littoral vegetation* — The major aquatic macrophyte taxa recorded in the 34 lakes sampled are summarized in Table VII. A further comparison of the macrophyte community was made among the groups of lakes classified on the basis of fish assemblages (Table VIII). Significant differences were found in the number of taxa and the number of quadrats occupied by floating-leaved and submerged vegetation, and the percentage cover by floating-leaved vegetation. A comparison between aquatic plant and fish species richness suggests that as the number of aquatic plant taxa increases, so does fish species richness ($R^2 = 0.573$, $p < 0.001$) (Fig. VI). In particular, fishless lakes and *Chrosomus* spp. and/or pearl dace lakes usually supported fewer macrophyte taxa and very little floating-leaved vegetation, in terms of either the number of quadrats occupied or percentage cover, compared with either VIXEN or GONG lakes. Both *Nymphaea* sp. and *Potamogeton* spp. showed measurable differences in their occurrence among fish assemblage types, occurring infrequently in fishless lakes (Table VII). This absence of macrophytes, in general, and floating-leaved forms, in particular, in lakes also lacking fish may reflect the same biogeographic factors. That is, the geographic isolation of headwater lakes restricts the access of both fish and macrophytes. Aiken and Gillett (1974) found that the distribution of aquatic plants in Gatineau Park, Quebec, was a function of the isolated positions of some lakes relative to others and of the limited accidental transfer of aquatic plant material to lakes at higher elevations. However, the distribution of some aquatic vascular plants has been linked to the chemical properties (in particular alkalinity) of the lakes in which they grow (Hellquist 1980; Fraser and Morton 1983; Fraser *et al.* 1986). Gorham and Gordon (1963), Wile and Miller (1983) and Wile *et al.* (1985) also found flora to be impoverished in acidic lakes that had elevated metal levels.

2.2.4. *Waterfowl surveys* — Seven waterfowl species were commonly found in the Ranger Lake area in 1980 and 1981 and included Common Goldeneye, Hooded Merganser, American Black Duck, Mallard, Ring-necked Duck, Common Merganser and Common Loon. Other species that nest infrequently are Wood Duck (*Aix sponsa*), Blue-winged Teal (*Anas discors*), Green-winged Teal (*Anas crecca*) and Bufflehead (*Bucephala albeola*). Although nearly 170 duck and loon broods were observed in the two years, fewer than 30% were seen more than once. The likelihood of resighting a brood on a given lake is dependent on its mobility, mortality and visibility. Common Goldeneye broods were frequently observed on the same wetlands (75% of broods resighted) in comparison with other species (25% of broods resighted). Overland travel by ducklings of different species, including Common Merganser, Black Duck, Mallard and Common Goldeneye, has been reported during the brood-rearing period (Erskine 1971; Ball *et al.* 1975), and has been correlated with the food supply in different lakes (Eriksson 1978). Clearly, such movements would increase the vulnerability of broods to predation.

Figure III
The distribution, relative abundance (high > 1, low < 1 fish per 24 trap hours) and assemblage classifications of eight common and six uncommon fish species in 28 lakes in the Ranger Lake area in 1981

LAKE GROUP		COMMON SPECIES								UNCOMMON SPECIES					
SPECIES		CHROSOMUS SPP.	PEARL DACE	COMMON SHINER	CREEK CHUB	WHITE SUCKER	BROOK STICKLEBACK	FATHEAD MINNOW	BLACKNOSE DACE	GOLDEN SHINER	SAND SHINER	BLACKNOSE SHINER	NINESPINE STICKLEBACK	IOWA DARTER	BROOK TROUT
CHROSOMUS/ PEARL DACE	019R	●													
LAKE NUMBER	404R	●												•	
	401R	•													
	044R		•												
	453R		●												
	079R	●	●												
	466R	●	●												
	445R	●	●											•	
GONG	409R	●	●	●	●	●	●								
LAKE NUMBER	469R	●	●	•	•	●	●								
	423R	●	●	●	•	●									
	441R	●	●	●	•	●									
	416R	●	●		●	•	●					•			
	421R	•		●	•	•	●			●					
	424R	•		●	●	●	●								
	406R	●		●	●	●	●				•				
	447R			●	●	●	•								•
	495R	●		●	●	●		•							
VIXEN	063R	●	●	•		●		●							
LAKE NUMBER	003R	●		●	●			•							
	006R			●	•			●			•				
	007R							●							
	025R	●					●	●				•			
	004R		●	●	●	●			•						
	030R		●	●	•	•			•						•
	010R		●		●				●						
	022R	●							●				•		
	016R						•		•						
(N=)		19	14	14	15	12	10	6	5	1	2	1	1	3	2
LEGEND		● > 1 FISH PER 24 TRAP HOURS • < 1 FISH PER 24 TRAP HOURS													

Figure IV
Cluster dendrogram on average distance dissimilarity values, using Ward's method of agglomeration, for aquatic insect taxa in sweep net samples collected in six lakes with fish and four lakes without fish (or a very small fish population) in the Ranger Lake area in 1981



Data from aerial and ground surveys conducted at Ranger Lake were used to assess patterns of habitat selection by waterfowl during the brood-rearing period. Nearly two-thirds of the wetland surveyed supported at least one waterfowl brood in either 1980 or 1981. Whereas information from aerial and brood surveys is limited, significant associations were found between certain species and the occurrence of fish in study lakes (Fig. VII). Aerial surveys of adults (indicated nesting pairs) and ground surveys of both adults and young in 1981 showed that Common Goldeneyes were recorded more often on fishless lakes. The piscivorous species, i.e., Common Merganser and Common Loon, tended to select lakes that contained fish. American Black Duck, Mallard and Ring-necked Duck displayed no obvious preference for either condition, although broods were found more frequently on lakes with fish.

Table III
Comparison of chemical and physical parameters (mean ± SD) for 36 lakes sampled in the Ranger Lake area in 1981, according to fish assemblage types

	Fish assemblage type							
	Fishless* (*N* = 8)		*Chrosomus*/ pearl dace (*N* = 8)		GONG (*N* = 10)		VIXEN (*N* = 10)	
Parameter	Mean	± SD	Mean	± SD	Mean	± SD	Mean	± SD
pH	6.41	0.74	6.67	0.32	6.44	0.29	6.92	0.39
Conductivity (μmho·cm^{-1})	34.5	13.5	34.2	12.3	30.0	8.1	41.9	7.2
Alkalinity (μeq·L^{-1})	130.3	133.9	104.7	69.3	87.4	63.5	171.8	80.9
Calcium (mg·L^{-1})	3.88	1.82	3.59	1.31	3.28	1.12	4.23	1.14
Sulphate (mg·L^{-1})	8.08	1.68	7.41	1.38	7.19	0.96	8.28	1.43
Aluminum (μg·L^{-1})	170.4	91.1	60.6	42.8	103.4	26.3	56.3	32.8
Elevation (m)	452	86	465	56	476	30	412	51
Maximum depth (m)	6.4	3.2	8.5	10.3	5.1	4.2	7.7	6.6
Drainage area (ha)	302.9	365.6	98.4	48.0	382.3	282.4	733.0	875.4
Total volume (10 000 m^3)	33.4	49.2	30.9	57.7	32.0	65.9	35.0	54.0
Littoral volume (10 000 m^3)	2.1	3.2	1.3	0.5	3.8	3.1	4.6	4.2
Surface area (ha)	10.6	12.8	6.4	4.7	13.4	14.9	13.4	11.1
Shoreline length (m)	1879	1158	1331	597	2492	1914	2505	1443

* Lake 436R excluded because of incomplete data.

Figure V
Relationship between the number of fish species and the number and log abundance of aquatic invertebrate taxa in sweep net samples collected in 10 lakes in the Ranger Lake area in 1981. The least squares regression line is shown for each comparison

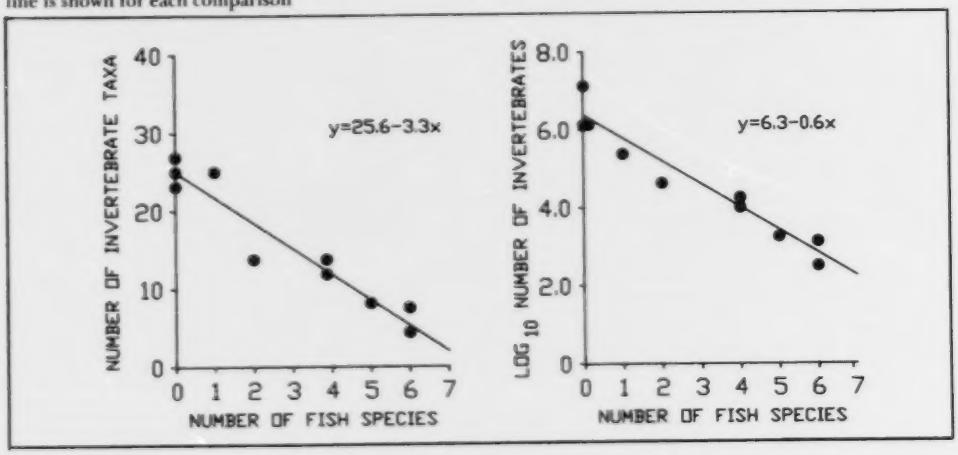


Figure VI
Relationship between the number of fish species and the number of aquatic vascular plant taxa in 34 lakes sampled in the Ranger Lake area in 1981, according to fish assemblage types. The least squares regression line is depicted. Subscripts beside symbols denote multiple observations

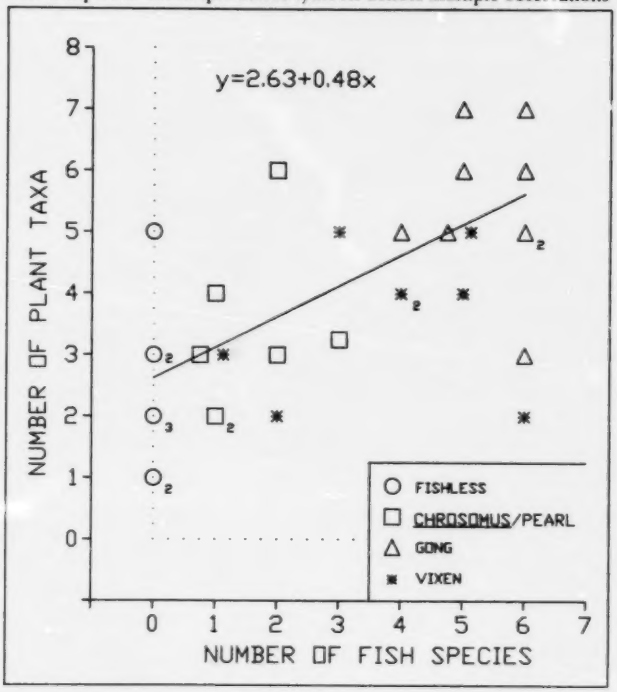


Figure VII
Comparison between lakes with and without fish of indicated nesting pair estimates, adult and/or brood sightings during the brood-rearing period and brood sightings only for lakes surveyed in the Ranger Lake area in 1981 (Fisher exact probability test, ** $p < 0.05$, * $p < 0.10$)

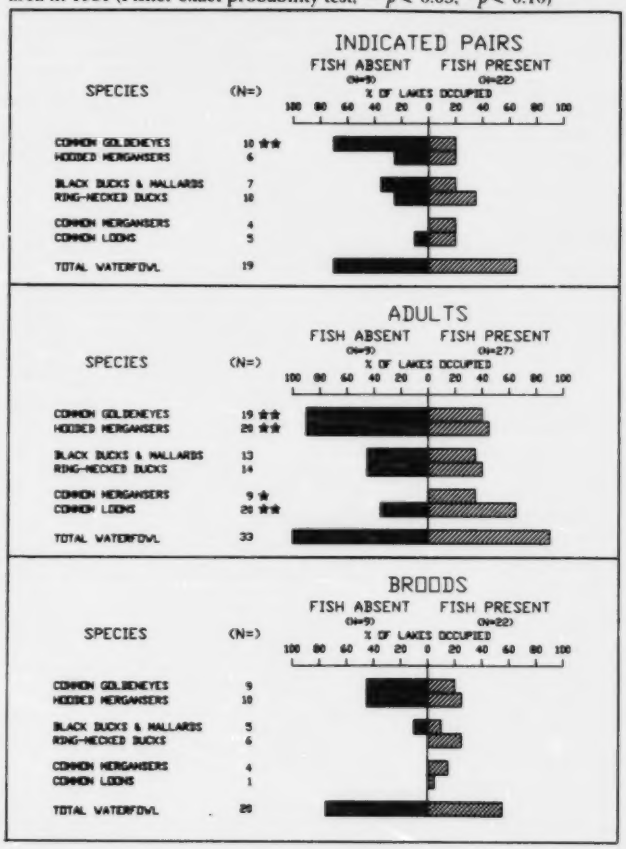


Table IV
The occurrence of aquatic invertebrate taxa in sweep net samples collected in 10 lakes in the Ranger Lake area in 1981, recorded as scores out of 20 samples from each lake[†]

Taxonomic classification	Lake No.										*U* test
	* 015R	* 013R	* 044R	* 459R	003R	022R	404R	409R	423R	469R	
0. DIPTERA											
1. Chironomidae	14	10	3	9	11	8	9	3	6	2	ns
2. Ceratopogonidae	4	4	–	–	–	1	1	–	–	–	ns
3. *Chaoborus americanus*	6	13	–	8	–	–	–	–	–	–	$p = 0.033$
0. HEMIPTERA											
1. *Buenoa*	1	7	3	1	–	–	–	–	–	–	$p = 0.005$
2. *Notonecta*	12	16	4	13	–	–	–	–	–	–	$p = 0.005$
3. *Sigara* spp. (A)	4	1	7	2	–	2	5	1	–	2	ns
4. Corixidae (I)	19	16	14	18	–	2	1	1	5	4	$p = 0.005$
5. *Gerris*	2	2	–	–	–	2	–	–	–	7	ns
6. *Rheumatobates rileyi*	–	–	1	4	–	1	–	–	–	–	ns
0. TRICHOPTERA											
1. *Mystacides*	–	–	1	–	4	–	–	–	1	–	ns
2. *Oecetis*	1	4	2	1	–	–	1	–	–	–	$p = 0.01$
3. *Triaenodes*	15	1	2	–	–	–	–	–	–	–	$p = 0.033$
4. *Polycentropus*	1	3	1	2	2	–	4	–	–	–	ns
5. *Oxyethira*	4	–	–	1	–	–	–	–	1	–	ns
6. *Limnephilus*	–	1	2	–	–	–	2	–	–	–	ns
7. *Nemotaulius*	–	–	–	–	–	–	3	–	–	–	ns
0. COLEOPTERA											
1. *Gyrinus pectoralis* (A)	–	5	2	3	–	–	–	–	–	–	$p = 0.03$
2. *Gyrinus affinis* (A)	–	1	1	–	–	1	–	–	–	–	ns
3. *Gyrinus* (I)	4	–	–	3	–	–	1	–	1	1	ns
4. *Donacia*	–	–	1	1	–	1	–	–	–	1	ns
5. *Graphoderus*	10	16	3	8	–	–	–	–	–	–	$p = 0.005$
6. *Phyllobius oblongus*	3	–	7	–	–	–	–	–	–	–	ns
0. ODONATA											
1. Aeshnidae	1	3	2	–	1	–	–	–	–	–	ns
2. Coenagrionidae	1	5	–	–	2	1	–	–	1	–	ns
3. *Leucorrhinia*	1	3	–	1	–	–	–	–	–	–	$p = 0.03$
4. *Sympetrum*	1	1	–	–	–	–	1	–	–	–	ns
5. *Lestes*	1	8	5	3	1	–	–	–	–	–	$p = 0.01$
0. EPHEMEROPTERA											
1. Baetidae	–	–	1	–	3	1	–	–	–	–	ns
2. Siphlonuridae	–	–	–	2	1	–	–	–	–	–	ns
AMPHIPODA											
1. *Hyallela azteca*	–	–	6	1	3	–	–	–	–	–	ns
2. *Crangonyx richmondensis*	–	–	5	–	–	–	–	–	–	–	ns
ACARI	12	11	11	10	9	5	13	3	4	–	ns
MOLLUSCA											
1. Sphaeriidae	2	–	1	1	–	–	3	1	–	–	ns
2. *Gyraulus deflectus*	–	–	–	–	2	2	–	–	–	–	ns
3. *Helisoma anceps*	–	–	–	4	2	1	–	–	–	–	ns
OLIGOCHAETA	1	1	1	–	–	1	1	–	–	–	ns
HIRUDINEA	1	–	–	2	–	–	1	–	–	–	ns

[†] The probability of occurrence (Mann–Whitney *U* statistic) is calculated to test whether a taxon occurred in more samples in lakes without fish (significance level = 0.05; ns = not significant). Lakes without viable fish populations are denoted by an asterisk (*). Adult (A) and immature (I) designations are provided where data for two life stages have not been combined.

Table V
The occurrence of aquatic invertebrate taxa in Ekman dredge samples collected in 10 lakes in the Ranger Lake area in 1981, recorded as scores out of 30 samples from each lake*

Taxonomic classification	Lake No.										*U* test
	* 015R	* 013R	* 044R	* 459R	003R	022R	404R	409R	423R	469R	
0. DIPTERA											
1. Chironomidae	18	25	8	19	20	6	22	9	11	16	ns
2. Ceratopogonidae	3	2	1	5	2	–	1	1	–	–	$p = 0.03$
3. *Chaoborus albatus*	–	–	–	–	–	1	–	–	5	–	ns
4. *Chrysops excitans*	–	–	3	4	1	–	1	–	–	1	ns
0. HEMIPTERA											
1. Corixidae	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–	ns
0. TRICHOPTERA											
1. *Polycentropus*	–	–	–	1	2	–	3	–	–	–	ns
2. *Limnephilus*	–	–	1	1	–	–	1	–	–	–	ns
3. *Banksiola*	–	2	–	1	–	–	–	–	–	–	ns
4. *Mystacides*	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–	ns
5. *Oecetis*	1	1	2	1	1	–	–	–	–	–	$p = 0.02$
0. COLEOPTERA											
1. *Donacia–Plateumaris*	–	–	–	1	2	1	1	–	–	–	ns
0. ODONATA											
1. *Libellula*	–	–	3	1	2	–	–	–	–	2	ns
2. *Leucorrhinia*	3	7	–	2	–	–	2	–	–	–	ns
3. *Cordulia*	2	13	2	1	3	–	5	1	1	–	ns
4. *Tetragoneuria*	–	–	–	–	3	–	–	–	–	–	ns
5. Gomphidae	1	–	–	–	7	–	–	1	–	1	ns
0. EPHEMEROPTERA											
1. Caenidae	–	–	2	1	6	1	–	2	1	–	ns
2. Siphlonuridae	–	1	–	1	1	–	–	–	–	–	ns
AMPHIPODA											
1. *Hyallela azteca*	–	–	5	3	11	–	–	–	–	–	ns
2. *Crangonyx richmondensis*	1	–	10	1	2	–	1	–	–	–	ns
MOLLUSCA											
1. Sphaeriidae	20	4	8	10	20	2	7	4	2	6	ns
2. *Gyraulus deflectus*	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–	ns
OLIGOCHAETA	15	3	–	4	6	–	4	2	1	2	ns
HIRUDINEA	4	–	1	4	1	1	–	2	–	–	ns

* The probability of occurrence (Mann–Whitney *U* statistic) is calculated to test whether a taxon occurred in more samples in lakes without fish (significance level = 0.05; ns = not significant). Lakes without viable fish populations are denoted by an asterisk (*).

Table VI
The occurrence of aquatic invertebrate taxa collected in individual emergence traps in 10 lakes in the Ranger Lake area during the period 23–25 June to 22–27 July 1981[†]

Taxonomic classification	Lake No.:	*015R	*013R		*044R	*459R		003R		022R		404R		409R		423R		469R	
	Trap No.:	1	1	2	1	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
0.	DIPTERA																		
1.	Chironomidae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2.	*Chaoborus americanus*	1	1	1	1	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
3.	*Chaoborus flavicans*	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	1	–	–	–	–	–	1	–
4.	*Chaoborus punctipennis*		–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	1	–	–	1	1	
5.	*Chaoborus albatus*	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	1	1	1	–	1
6.	*Chaoborus trivittatus*	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
7.	Culicidae	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
8.	Simuliidae	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	1	–	1	–	1	–	–
9.	Ceratopogonidae	1	1	–	1	–	–	–	1	1	1	–	–	–	–	–	–	1	–
10.	Tipulidae	–	–	–	1	1	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	1	1	–
11.	Dolichopodidae	1	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
12.	Empididae	–	–	–	–	–	1	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
13.	*Chrysops*	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
14.	Ephydridae	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–
0.	TRICHOPTERA																		
1.	*Triaenodes* sp.	–	1	–	–	1	1	–	–	–	–	1	1	–	–	–	1	1	–
2.	*Oecetis* spp.	1	1	–	1	1	–	1	–	–	1	1	1	–	–	1	–	1	1
3.	*Mystacides sepulchralis*	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–
4.	*Orthotrichia baldulfi*	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	1	1	1	1	1	–	1	1
5.	*Oxyethira* sp.	1	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–
6.	*Cheumatopsyche* sp.	1	–	–	–	–	1	–	–	–	1	–	–	–	–	1	–	–	–
7.	*Agrypnia vestita*	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–
8.	*Agrypnia improba*	1	–	–	1	1	1	1	1	–	1	1	1	–	–	–	–	1	1
9.	*Banksiola crotchi*	1	1	1	1	1	1	–	1	–	–	1	1	–	–	–	1	1	–
10.	*Phryganea cinerea*	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
11.	*Anabolia bimaculata*	–	–	–	1	1	1	–	–	1	–	–	1	–	–	–	–	–	–
12.	*Platycentropus radiatus*	–	1	1	1	1	1	1	–	–	–	1	1	–	1	–	–	1	–
13.	*Polycentropus* spp.	1	1	1	1	1	1	1	1	–	–	1	1	1	1	1	1	1	1
14.	*Nyctiophylax* sp.	–	–	–	1	–	–	1	–	–	–	1	–	–	–	–	1	–	–
15.	*Neureclipsis* sp.	–	1	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
0.	ODONATA																		
1.	*Enallagma hageni*	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	1	1	1	–
2.	*Enallagma boreale*	1	1	1	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
3.	*Lestes disjunctus*	1	–	1	1	1	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–
4.	*Lestes eurinus*	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
5.	Libellulidae	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–
6.	Aeshnidae	1	–	–	–	–	1	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–
0.	COLEOPTERA																		
1.	Curculionidae	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–
2.	Chrysomelidae	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
3.	Helodidae	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
0.	COLLEMBOLA																		
1.	Sminthuridae	–	1	1	–	–	–	1	1	1	–	–	1	1	1	1	1	1	1
2.	Isotomidae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–
0.	EPHEMEROPTERA																		
1.	Heptageniidae	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
0.	NEUROPTERA																		
1.	Sisyridae	1	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–

[†] Lakes without viable fish populations are denoted by an asterisk (*). Because of trap disruptions and relocations, data from only one of the two traps on lake 015R are presented. The presence of a taxon has been recorded as 1, whereas blanks (–) denote absence of taxa.

Table VII
Aquatic vascular plants* in 34 lakes in the Ranger Lake area in 1981 scored out of 10 littoral quadrat samples†

Fish assemblage type	Aquatic plant taxa:	*Utricularia* (Bladderwort)	*Eriocaulon* (Pipewort)	*Potamogeton* (Pondweed)	*Scirpus* (Bulrush)	*Nymphaea* (White water-lily)	*Sparganium* (Bur reed)	*Eleocharis* (Spike rush)	*Nuphar* (Yellow water-lily)	*Brasenia* (Water shield)	*Myriophyllum* (Water milfoil)	*Dulichium* (3-way sedge)	*Polygonum* (Smartweed)	*Sagittaria* (Arrowhead)	*Equisetum* (Horsetail)
	N:	16	20	18	16	18	10	7	9	4	4	5	3	2	4
		No. of quadrats occupied (score out of 10)													
Fishless															
422R		–	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
014R		–	–	–	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–	–
013R		8	–	–	–	–	2	–	–	–	–	–	–	–	–
420R		8	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–
436R		–	3	–	–	–	–	–	2	–	–	–	–	–	–
459R		1	1	–	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–	–
015R		–	2	1	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
027R		–	5	–	4	–	–	–	–	–	2	1	–	–	1
***Chrosomus*/pearl dace**															
019R		–	3	3	–	–	3	3	–	–	–	–	–	–	–
044R		–	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2	1
401R		–	1	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–
404R		2	–	–	2	2	–	–	–	–	–	–	–	–	–
445R		–	5	–	–	1	1	–	–	–	1	1	–	–	1
453R		–	–	1	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
466R		–	1	–	1	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
GONG															
421R		–	–	–	–	1	–	1	1	–	–	–	–	–	–
409R		7	2	–	2	1	–	–	–	–	–	1	–	–	–
416R		–	2	5	–	–	–	1	1	–	–	–	1	–	–
424R		–	–	5	–	1	3	–	4	–	–	1	–	–	–
495R		3	–	2	8	1	–	–	–	–	2	–	–	–	–
441R		8	1	–	4	7	–	1	–	–	–	–	1	–	–
406R		1	–	2	5	5	2	–	–	4	–	–	–	–	–
423R		1	1	1	3	2	–	4	2	–	–	–	–	–	–
469R		5	2	2	2	4	–	–	–	1	–	2	–	–	–
VIXEN															
016R		–	–	3	–	5	–	–	–	–	–	–	–	–	–
030R		–	7	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–
007R		10	–	3	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
025R		–	–	3	–	–	–	1	–	–	–	–	1	1	–
006R		4	5	1	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–
063R		–	–	1	1	3	–	–	–	2	–	–	–	–	–
022R		1	1	3	–	5	–	–	3	–	–	–	–	–	–
004R		6	–	3	5	3	–	–	–	4	–	–	–	–	–
003R		4	1	1	2	7	1	–	2	–	3	–	–	–	–
010R		7	2	1	1	1	1	–	1	–	–	–	–	–	1
Chi-squared statistic		4.75	2.15	12.16	4.38	13.86	1.81	5.10	3.91	3.47	2.52	4.29	3.37	2.24	3.05
	($p<$)	ns	ns	0.007	ns	0.003	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

* Taxa not included were the graminoids and *Carex* spp., which occurred on almost all lakes, and those that occurred on only one lake, which included a water parsley (Umbelliferae), water lobelia (*Lobelia dortmanna*) and *Littorella* sp.
† Chi-squared tests were performed on each taxon, according to fish assemblage types.

Table VIII
The occurrence and relative abundance (mean percentage cover) of floating-leaved and submerged aquatic vascular plants in 34 lakes in the Ranger Lake area in 1981*

Fish assemblage type	No. of taxa	No. of quadrats occupied (score out of 10)		Mean percentage cover (N = 10 quadrats)	
		Floating-leaved	Submerged	Floating-leaved	Submerged
Fishless					
422R	1	0	3	0	2
014R	1	0	3	0	1
013R	2	0	8	0	39
420R	2	1	8	1	1
436R	2	0	3	5	10
459R	3	0	4	0	3
015R	3	0	5	0	20
027R	5	0	6	0	39
***Chrosomus*/pearl dace**					
019R	4	0	8	0	12
044R	3	1	4	1	7
401R	2	1	1	1	1
404R	3	2	4	1	13
445R	6	2	7	1	18
453R	2	0	2	0	14
466R	3	1	5	1	37
GONG					
421R	3	1	1	1	1
409R	5	1	7	1	5
416R	5	5	6	15	19
424R	5	7	6	16	7
495R	5	4	9	6	39
411R	6	7	8	8	27
406R	6	8	9	24	51
423R	7	4	7	12	27
469R	7	6	7	5	26
VIXEN					
016R	2	5	5	8	3
030R	2	2	8	2	8
007R	3	0	10	0	42
025R	4	0	7	1	27
006R	4	1	8	1	25
063R	4	4	4	8	11
022R	5	8	9	9	2
004R	5	8	8	18	19
003R	8	7	8	9	16
010R	8	3	8	20	20
Chi-squared statistic	13.32	17.23	8.98	16.79	1.89
	($p<$)0.004	0.0006	0.029	0.0008	ns

* A Kruskal–Wallis one-way ANOVA by ranks tested differences in occurrence and relative abundance of each vegetation type among fish assemblage types.

Appendix 4
Summary of the procedures and principal equipment used in water chemical determinations

No.	Chemical determination	Procedure	Principal equipment
1	pH	Ross electrode	Fisher Accumet Model 750 (Specific Ion)
2	Specific conductance	$\mu S \cdot cm^{-1}$ at 25°C	Radiometer Type CDM2e Conductivity Meter
3	Total alkalinity	Electrometric titration	Metrohm E636 Titroprocessor
4	Total nitrogen	Automated micro-Kjeldahl	Technicon Auto-Analyzer II
5	NH_3 – nitrogen	Automated sodium nitroprusside	Technicon Auto-Analyzer IIC plus
6	$NO_2 + NO_3$ – nitrogen	Automated cadmium reduction	Technicon Auto-Analyzer IIC plus
7	Total phosphorus	Automated molybdophosphoric blue	Technicon Auto-Analyzer IIC plus
8	Soluble reactive phosphorus	Automated molybdophosphoric blue	Technicon Auto-Analyzer IIC plus
9	Potassium (K)	Flame emission	Varian 1275 Spectrophotometer
10	Sodium (Na)	Flame emission	Varian 1275 Spectrophotometer
11	Calcium (Ca)	Atomic absorption	Varian 1275 Spectrophotometer
12	Magnesium (Mg)	Atomic absorption	Varian 1275 Spectrophotometer
13	Sulphate (SO_4)	Automated methyl thymol blue	Technicon Auto-Analyzer IIC plus
14	Chloride (Cl)	Automated mercuric thiocyanate	Technicon Auto-Analyzer IIC plus
15	Silica (SiO_2)	Automated ascorbic acid	Technicon Auto-Analyzer IIC plus
16	Iron (Fe)	Atomic absorption	Perkin-Elmer 4000 Spectrophotometer & Varian 975 (Graphite Furnace)
17	Aluminum (Al)	Atomic absorption	Perkin-Elmer 4000 Spectrophotometer & Varian 975 (Graphite Furnace)
18	Manganese (Mn)	Atomic absorption	Perkin-Elmer 4000 Spectrophotometer & Varian 975 (Graphite Furnace)
19	Zinc (Zn)	Atomic absorption	Perkin-Elmer 4000 Spectrophotometer & Varian 975 (Graphite Furnace)
20	Copper (Cu)	Atomic absorption	Perkin-Elmer 4000 Spectrophotometer & Varian 975 (Graphite Furnace)
21	Nickel (Ni)	Atomic absorption	Perkin-Elmer 4000 Spectrophotometer & Varian 975 (Graphite Furnace)
22	Cadmium (Cd)	Atomic absorption	Perkin-Elmer 4000 Spectrophotometer & Varian 975 (Graphite Furnace)
23	Lead (Pb)	Atomic absorption	Perkin-Elmer 4000 Spectrophotometer & Varian 975 (Graphite Furnace)
24	Inorganic carbon (TIC)	UV oxidation	Astro Model 1850 Total Organic .Carbon Analyzer
25	Organic carbon (TOC)	UV oxidation	Astro Model 1850 Total Organic Carbon Analyzer
26	Total carbon (TC)	UV oxidation	Astro Model 1850 Total Organic Carbon Analyzer
27	Water colour	Hazen platinum–cobalt scale	Helige Aqua Testa

Appendix 5
Annotated list of waterfowl species in the survey region

1. **Common Loon** *(Gavia immer)* — This widespread and common piscivore is found in large lakes. There is no obvious reason for low counts in the Sault Ste. Marie and Nipissing blocks, although the density of small lakes (<9.9 ha) is much higher in the Eastern Lake Superior Tributary Watershed (2B) (Fig. 3d) than elsewhere in the region. This species was often found on known acidic lakes.

2. **Canada Goose** *(Branta canadensis)* — A small resident flock breeds around Pumpkin Point (Sault Ste. Marie block) where a plot happened to fall.

3. **Mallard** *(Anas platyrhynchos)* — An uncommon species in the northern tier of blocks, but much more common to the south, particularly around agricultural areas. This species has risen rapidly in numbers in southern Ontario (Ross *et al.* 1984), but no such increase is as yet evident in the north.

4. **American Black Duck** *(Anas rubripes)* — This species is common throughout the region. The count in the Huntsville block is the highest so far recorded for such an area anywhere in Ontario. Although the overall population of the Black Duck is currently declining at a slow but steady rate, no such decline is evident from any survey data for this region. The species regularly co-occurs with the Ring-necked Duck (Ross 1987) and is found in a wide range of smaller wetlands, particularly those that are shallow with well-developed littoral zones. This is often the only species found on peat-dominated wetlands (bogs and fens) (Blancher and McNicol 1986).

5. **Northern Pintail** *(Anas acuta)* — A single male was noted.

6. **Green-winged Teal** *(Anas crecca)* — Generally found at low densities and sporadically distributed in the region; higher counts were associated with swampy habitat, particularly in the Nipissing block, but also in the Killarney and Huntsville blocks.

7. **Blue-winged Teal** *(Anas discors)* — Similar in distribution and abundance to the previous species, the Blue-winged Teal was most often encountered on larger open marshes.

8. **Wood Duck** *(Aix sponsa)* — All evidence indicates that this currently uncommon species is increasing rapidly in the southern part of the region, as it did throughout southern Ontario (Ross *et al.* 1984). Birds were also occasionally reported in the northern blocks. It was usually found in or near flooded forests.

9. **Ring-necked Duck** *(Aythya collaris)* — This was the most abundant and widespread species, being well represented in all blocks. Although present in a wide range of lake types, it was often found on lakes with extensive sections of well-developed littoral zone. As this species nests in mid-June, one must be careful in making conclusions on breeding habitat from the survey results.

10. **Lesser Scaup** *(Aythya affinis)* — Four pairs were recorded near Pumpkin Point and may not necessarily be breeding.

11. **Common Goldeneye** *(Bucephala clangula)* — This species was common only in the northern more boreal plots and appeared to show a decline in abundance from west to east. The species was very rare in the southern blocks. This and the other of the *Mergini* tribe seemed to prefer lakes with deeper waters, often with less littoral zone than those of the previous species (Ross 1987).

12. **Bufflehead** *(Bucephala albeola)* — This rare species breeds sporadically throughout the region.

13. **Hooded Merganser** *(Lophodytes cucullatus)* — This common species was recorded in good numbers in all but the Killarney blocks. The low count in that area may be an artifact, as previous surveys (Table 3) give results comparable with those of the other blocks.

14. **Common Merganser** *(Mergus merganser)* — This species was similar in abundance to the previous species, although more likely to be found on larger lakes and on running water such as rivers and streams.

15. **Red-breasted Merganser** *(Mergus serrator)* — A very rare species usually associated with the largest lakes (e.g., Lake Superior, Lake Nipissing).

Appendix 6*a*
Indicated nesting pair occupancy frequencies for the Common Loon in the Ranger Lake and Wanapitei study areas, in relation to selected habitat parameters

Area of open water, ha	Shoreline development class	Length of well-vegetated littoral zone, m	Ranger Lake		Wanapitei	
			Present	Absent	Present	Absent
0–0.40	1	0–100	0	54	0	6
		101–500	0	13	0	17
	2	0–100	0	25	0	1
		101–500	0	19	0	21
	3	0–100	0	17	–	–
		101–500	0	39	0	4
		>500	0	21	0	6
0.41–1.50	1	0–100	0	24	0	1
		101–500	0	27	0	38
		>500	–	–	0	1
	2	0–100	0	3	–	–
		101–500	0	21	0	13
		>500	0	13	0	19
	3	0–100	0	4	–	–
		101–500	0	5	–	–
		>500	0	25	0	24
1.51–4.00	1	0–100	1	17	–	–
		101–500	1	11	0	4
		>500	0	15	0	28
	2	0–100	0	19	–	–
		101–500	0	8	–	–
		>500	3	19	1	50
	3	0–100	0	7	–	–
		101–500	0	11	–	–
		>500	1	22	1	31
4.01–20.00	1	0–100	4	14	–	–
		101–500	2	3	–	–
		>500	2	10	5	10
	2	0–100	10	19	–	–
		101–500	9	22	–	–
		>500	6	19	18	40
	3	0–100	1	5	–	–
		101–500	1	3	–	–
		>500	4	28	19	35
>20	2	0–100	2	2	–	–
		101–500	–	–	1	0
		>500	1	5	3	6
	3	0–100	3	1	–	–
		>500	3	2	10	1

Appendix 6*b*
Indicated nesting pair occupancy frequencies for combined Mallard/Black Ducks in the Ranger Lake and Wanapitei study areas, in relation to selected habitat parameters

Area of open water, ha	Shoreline development class	Length of well-vegetated littoral zone, m	Ranger Lake		Wanapitei	
			Present	Absent	Present	Absent
0–0.40	1	0–100	0	54	0	6
		101–500	0	13	0	17
	2	0–100	0	25	0	1
		101–500	0	19	2	19
	3	0–100	1	16	–	–
		101–500	2	37	0	4
		>500	0	21	0	6
0.41–1.50	1	0–100	2	22	0	1
		101–500	2	25	3	35
		>500	–	–	0	1
	2	0–100	0	31	–	–
		101–500	3	18	1	12
		>500	1	12	4	15
	3	0–100	0	4	–	–
		101–500	0	5	–	–
		>500	4	21	3	21
1.51–4.00	1	0–100	2	16	–	–
		101–500	3	9	1	3
		>500	4	11	2	26
	2	0–100	4	15	–	–
		101–500	3	5	–	–
		>500	4	18	12	39
	3	0–100	1	6	–	–
		101–500	1	10	–	–
		>500	6	17	7	25
4.01–20.00	1	0–100	2	16	–	–
		101–500	1	4	–	–
		>500	4	8	1	14
	2	0–100	5	24	–	–
		101–500	4	27	–	–
		>500	3	22	13	45
	3	0–100	1	5	–	–
		101–500	0	4	–	–
		>500	8	24	14	40
>20	2	0–100	0	4	–	–
		101–500	–	–	0	1
		>500	0	6	0	9
	3	0–100	0	4	–	–
		>500	1	4	2	9

Appendix 6c
Indicated nesting pair occupancy frequencies for the Ring-necked Duck in the Ranger Lake and Wanapitei study areas, in relation to selected habitat parameters

Area of open water, ha	Shoreline development class	Length of well-vegetated littoral zone, m	Ranger Lake		Wanapitei	
			Present	Absent	Present	Absent
0–0.40	1	0–100	1	53	0	6
		101–500	2	11	0	17
	2	0–100	0	25	0	1
		101–500	1	18	1	20
	3	0–100	1	16	–	–
		101–500	0	39	0	4
		>500	1	20	1	5
0.41–1.50	1	0–100	0	24	0	1
		101–500	1	26	2	36
		>500	–	–	0	1
	2	0–100	2	29	–	–
		101–500	3	18	1	12
		>500	2	11	1	18
	3	0–100	0	4	–	–
		101–500	0	5	–	–
		>500	4	21	2	22
1.51–4.00	1	0–100	2	16	–	–
		101–500	2	10	0	4
		>500	4	11	3	25
	2	0–100	3	16	–	–
		101–500	1	7	–	–
		>500	4	18	4	47
	3	0–100	1	6	–	–
		101–500	1	10	–	–
		>500	6	17	5	27
4.01–20.00	1	0–100	0	18	–	–
		101–500	1	4	–	–
		>500	1	11	2	13
	2	0–100	1	28	–	–
		101–500	4	27	–	–
		>500	4	21	8	50
	3	0–100	0	6	–	–
		101–500	0	4	–	–
		>500	9	23	7	47
>20	2	0–100	0	4	–	–
		101–500	–	–	0	1
		>500	0	6	0	9
	3	0–100	0	4	0	0
		>500	0	5	0	11

Appendix 6d
Indicated nesting pair occupancy frequencies for the Common Goldeneye in the Ranger Lake and Wanapitei study areas, in relation to selected habitat parameters

Area of open water, ha	Shoreline development class	Length of well-vegetated littoral zone, m	Ranger Lake		Wanapitei	
			Present	Absent	Present	Absent
0–0.40	1	0–100	0	54	0	6
		101–500	0	13	0	17
	2	0–100	0	25	0	1
		101–500	1	18	0	21
	3	0–100	1	16	–	–
		101–500	1	38	0	4
		>500	1	20	0	6
0.41–1.50	1	0–100	5	19	0	1
		101–500	2	25	2	36
		>500	–	–	0	1
	2	0–100	2	29	–	–
		101–500	0	21	2	11
		>500	1	12	0	19
	3	0–100	0	4	–	–
		101–500	0	5	–	–
		>500	1	24	1	23
1.51–4.00	1	0–100	7	11	–	–
		101–500	4	8	0	4
		>500	5	10	8	20
	2	0–100	6	13	–	–
		101–500	3	5	–	–
		>500	5	17	12	39
	3	0–100	1	6	–	–
		101–500	2	9	–	–
		>500	5	18	9	23
4.01–20.00	1	0–100	5	13	–	–
		101–500	0	5	–	–
		>500	3	9	2	13
	2	0–100	5	24	–	–
		101–500	2	29	–	–
		>500	8	17	10	48
	3	0–100	2	4	–	–
		101–500	0	4	–	–
		>500	7	25	9	45
>20	2	0–100	0	4	–	–
		101–500	–	–	0	1
		>500	0	6	1	8
	3	0–100	0	4	–	–
		>500	0	5	2	9

Appendix 6e
Indicated nesting pair occupancy frequencies for the Hooded Merganser in the Ranger Lake and Wanapitei study areas, in relation to selected habitat parameters

Area of open water, ha	Shoreline development class	Length of well-vegetated littoral zone, m	Ranger Lake		Wanapitei	
			Present	Absent	Present	Absent
0–0.40	1	0–100	0	54	0	6
		101–500	0	13	0	17
	2	0–100	0	25	0	1
		101–500	0	19	0	21
	3	0–100	0	17	–	–
		101–500	3	36	1	3
		>500	0	21	0	6
0.41–1.50	1	0–100	1	23	0	1
		101–500	2	25	4	34
		>500	–	–	0	1
	2	0–100	3	28	–	–
		101–500	1	20	1	12
		>500	1	12	3	16
	3	0–100	1	3	–	–
		101–500	0	5	–	–
		>500	0	25	3	21
1.51–4.00	1	0–100	2	16	–	–
		101–500	1	1	1	3
		>500	1	14	5	23
	2	0–100	4	15	–	–
		101–500	0	8	–	–
		>500	1	21	10	41
	3	0–100	0	7	–	–
		101–500	1	10	–	–
		>500	7	16	6	26
4.01–20.00	1	0–100	0	18	–	–
		101–500	0	5	–	–
		>500	2	10	2	13
	2	0–100	2	27	–	–
		101–500	3	28	–	–
		>500	6	19	8	50
	3	0–100	1	5	–	–
		101–500	0	4	–	–
		>500	4	28	7	47
>20	2	0–100	0	4	–	–
		101–500	–	–	0	1
		>500	0	6	0	9
	3	0–100	0	4	–	–
		>500	1	4	0	11

Appendix 6f
Indicated nesting pair occupancy frequencies for the Common Merganser in the Ranger Lake and Wanapitei study areas, in relation to selected habitat parameters

Area of open water, ha	Shoreline development class	Length of well-vegetated littoral zone, m	Ranger Lake		Wanapitei	
			Present	Absent	Present	Absent
0–0.40	1	0–100	0	54	0	6
		101–500	0	13	0	17
	2	0–100	0	25	0	1
		101–500	0	19	0	21
	3	0–100	0	17	–	–
		101–500	0	39	0	4
		>500	1	20	0	6
0.41–1.50	1	0–100	0	24	0	1
		101–500	0	27	1	37
		>500	–	–	0	1
	2	0–100	0	31	0	0
		101–500	0	21	0	13
		>500	0	13	0	19
	3	0–100	0	4	–	–
		101–500	0	5	–	–
		>500	1	24	0	24
1.51–4.00	1	0–100	0	18	–	–
		101–500	0	12	0	4
		>500	1	14	0	28
	2	0–100	2	17	–	–
		101–500	1	7	–	–
		>500	0	22	2	49
	3	0–100	1	6	–	–
		101–500	0	11	–	–
		>500	1	22	3	29
4.01–20.00	1	0–100	0	18	–	–
		101–500	0	5	–	–
		>500	0	12	0	15
	2	0–100	5	24	–	–
		101–500	1	30	–	–
		>500	2	23	4	54
	3	0–100	0	6	–	–
		101–500	0	4	–	–
		>500	2	30	5	49
>20	2	0–100	0	4	–	–
		101–500	–	–	1	0
		>500	2	4	2	7
	3	0–100	1	3	–	–
		>500	0	5	2	9

Appendix 7
Chemical composition of fresh waters in unpolluted and polluted areas of Scandinavia and eastern North America, including median estimates from the present study, according to bedrock sensitivity groups (Ranger Lake—VIXEN and GONG; Wanapitei—high (WHS), moderate (WMS) and low (WLS) sensitivity)*

		Ionic concentrations, $\mu eq \cdot L^{-1}$									
Region	*N*	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Total cations	HCO_3^-	SO_4^{2-}	(Cl^-)	Total anions	Reference
Unpolluted											
Scandinavia											
Sweden 1	47	125	70	27	11	233	208	29	(26)	237	Henriksen 1982
Sweden 2	21	577	136	39	38	790	645	87	(102)	732	Henriksen 1982
Sweden 3	21	248	108	32	17	405	247	73	(64)	320	Henriksen 1982
Sweden 4	65	149	8	60	14	231	250	37	(30)	287	Henriksen 1982
Norway (N)	21	128	60	15	6	209	138	45	(85)	183	Henriksen 1982
Norway (W)	25	37	6	10	3	56	28	29	(40)	57	Henriksen 1982
United States											
Georgia	5	340	44	22	23	429	398	17	(149)	415	Henriksen 1982
Minnesota	58	299	114	23	12	448	313	60	(21)	373	Henriksen 1982
Canada											
NW Territories	9	385	197	17	26	625	460	98	(120)	558	Armstrong & Schindler 1971
Saskatchewan	5	290	260	110	43	703	530	69	–	599	Armstrong & Schindler 1971
Manitoba	17	169	73	8	12	262	182	58	(42)	240	Armstrong & Schindler 1971
Ontario											
•James Bay	–	65	19	20	9	113	84	37	(21)	121	Henriksen 1982
•ELA[‡]	103	98	49	21	9	177	99	76	(21)	175	Beamish *et al.* 1976
•ELA[‡]	40	78	68	6	10	162	62	59	(39)	121	Armstrong & Schindler 1971
Quebec											
•Arctic tundra	8	31	21	10	3	65	80	6	(32)	86	Potvin & Grimard 1983
•Alpine tundra	7	93	118	12	3	226	157	68	(6)	225	Potvin & Grimard 1983
•Taiga	38	124	125	18	5	210	163	206	(5)	369	Potvin & Grimard 1983
•Muskeg	14	59	62	12	3	136	136	27	(6)	163	Potvin & Grimard 1983
Polluted											
Canada											
Ontario											
•Sudbury Area											
-Whitefish Lake	27	323	159	21	18	521	190	404	(56)	594	Beamish & Harvey 1972
-LaCloche Mt.	6	97	31	–	6	134	10	207	(29)	217	Armstrong & Schindler 1971
-Killarney	22	150	75	26	10	261	0	290	?	290	Beamish & Harvey 1972
-Sudbury	4	280	110	63	22	475	0	530	(*)	530	Dillon *et al.* 1980
-Hannah		567	280	87	53	1038	0	1192	(76)	1192	Yan & Miller 1984
-Middle		490	410	104	49	1090	0	927	(*)	927	Yan & Miller 1984
-Lohi		310	205	83	33	672	0	556	(*)	556	Yan & Miller 1984
-Clearwater		283	103	17	17	499	0	543	(62)	543	Yan & Miller 1984
-Labelle		254	88	36	16	395	76	324	(14)	400	Yan & Miller 1984
-Nelson		205	80	32	12	331	40	328	(12)	368	Yan & Miller 1984
-Mountaintop		150	80	32	11	297	0	291	(11)	291	Yan & Miller 1984
-Wanapitei – WLS	11	206	66	28	16	319	52	221	(12)	275	Present study
-Wanapitei – WMS	24	184	55	33	12	276	17	218	(11)	238	Present study
-Wanapitei – WHS	20	101	42	26	11	210	0	236	(9)	236	Present study
-Ranger Lake – GONG	34	133	45	18	13	212	53	142	(15)	192	Present study
-Ranger Lake – VIXEN	32	198	76	29	14	319	141	154	(19)	293	Present study
•Muskoka (1967–68)	5	94	104	15	8	221	67	79	(17)	146	Dillon *et al.* 1980
•Muskoka (1976–79)	14	149	69	21	13	252	110	168	(18)	278	Dillon *et al.* 1980
•Ottawa R. drainage	13	370	170	–	–	540	320	210	(0)	530	Armstrong & Schindler 1971
Quebec											
•Upper Laurentians	10	95	33	31	6	165	52	69	(6)	121	Rodrigue & DesGranges 1986
•Middle Laurentians	62	200	58	28	10	296	140	110	(9)	250	Rodrigue & DesGranges 1986
•Appalachians	8	220	66	28	8	322	152	89	(8)	241	Rodrigue & DesGranges 1986
Nova Scotia											
•Kejimkujik		38	39	135	6	218	0	52	(121)	–	Kerekes 1980
•Beaverskin		19	30	115	7	171	0	31	(116)	31	Kerekes *et al.* 1986
•Pebbleloggitch		19	30	120	7	176	0	47	(113)	47	Kerekes *et al.* 1986
United States											
Adirondacks	38	146	43	16	7	212	74	121	(9)	195	Charles 1985

* All estimates have been adjusted for sea salts with exceptions denoted by an asterisk (*). Chloride (Cl^-) values have been provided where available.

‡ ELA = Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario.

Appendix 8a

Major fish species and numbers taken at Ranger Lake during the summer of 1983 with wire minnow traps*

	Fish species									
Lake No.	*Chrosomus* spp.	pearl dace	fathead minnow	brook stickleback	common shiner	creek chub	white sucker	blacknose dace	Iowa darter	yellow perch
002R	–	1	–	–	1	–	–	–	–	45
003R	–	1	2	–	174	25	–	–	–	–
004R	–	233	–	–	331	188	18	14	–	–
005R	–	–	–	–	–	115	–	171	–	–
006R	–	–	2657	–	5	–	–	–	–	–
007R	–	–	3854	1	–	–	–	2	–	–
008R	–	–	510	–	–	148	–	48	–	–
009R	–	150	–	–	–	3	–	–	–	–
010R	1	1061	–	–	–	–	1	–	–	–
012R	–	–	–	10	–	–	–	3	–	–
021R	133	262	71	1	–	–	–	–	–	–
022R	135	–	–	–	15	–	4	3	–	–
025R	2	–	8	–	–	–	–	–	–	–
028R	–	–	–	–	66	–	3	–	–	–
029R	129	3	244	1	–	–	1	–	–	–
030R	–	36	–	–	84	4	3	–	–	–
033R	1270	13	–	1	–	–	2	–	–	–
036R	52	154	–	–	–	21	5	3	–	–
044R	–	8	–	–	–	–	–	–	–	–
048R	–	–	2292	–	–	213	–	3	–	–
051R	247	–	–	32	–	–	–	–	–	–
052R	–	63	–	–	–	–	–	–	–	–
058R	241	183	13	9	51	–	2	–	1	–
059R	101	–	–	12	3	1	–	7	–	–
060R	–	–	–	4	–	31	–	16	–	–
064R	2	–	–	–	–	2	–	–	–	–
065R	2541	–	–	–	–	–	–	–	–	–
079R	13	–	–	–	–	–	–	–	–	–
086R	377	–	–	–	4	9	2	30	–	–
087R	67	2	221	–	1	16	–	1	–	–
401R	1165	–	–	–	–	–	–	–	–	–
403R	498	21	330	25	–	–	3	–	–	–
404R	1523	–	–	–	–	–	–	–	1	–
405R	547	–	–	–	–	–	–	–	1	–
406R	220	–	–	26	4	57	2	–	–	–
407R	73	1	6	17	–	–	6	–	–	–
408R	147	1	81	16	39	11	9	–	–	–
409R	36	–	–	16	1	–	16	–	1	–
410R	472	691	11	17	–	1	50	–	–	–
414R	536	34	15	11	–	–	–	–	–	–
415R	566	4	4	10	–	2	9	–	–	–
417R	94	–	5	9	–	–	8	–	–	–
422R	43	2	–	–	–	1	–	–	–	–
423R	509	182	–	9	14	–	2	–	–	–
424R	1	1	–	1	336	6	10	1	–	–
426R	7	5	–	10	–	–	–	–	–	–
430R	326	–	–	–	–	–	–	–	–	–
431R	6	1	6	–	1	1	2	–	–	–
432R	461	14	–	–	–	1	1	–	–	–
441R	2340	9	–	3	–	–	–	–	1	–
445R	1672	103	–	–	–	–	–	–	5	–
447R	39	–	5	12	130	45	3	–	–	–
452R	29	–	–	–	387	29	21	–	–	–
453R	60	–	–	–	–	–	–	–	–	–
454R	290	–	–	–	–	–	–	–	3	–
456R	369	36	1	–	136	19	24	2	–	–
458R	2	2	–	8	18	1	22	7	–	–
464R	38	6	–	6	6	1	1	–	–	–
466R	179	689	–	–	–	–	–	–	–	–
484R	1770	–	–	–	–	–	2	–	–	–
488R	1666	–	–	–	–	–	–	–	–	–

* Additional species taken were brook trout (008R, 086R, 044R), golden shiner (059R, 086R), lake chub (034R) and blacknose shiner (058R). Lakes without fish were 013R, 014R, 015R, 019R, 020R, 420R, 436R and 459R.

Appendix 8b

Major fish species and numbers taken at Wanapitei during the summer of 1983 with wire minnow traps*

	Fish species												
Lake No.	*Chrosomus* spp.	pearl dace	fathead minnow	brook stickleback	common shiner	creek chub	white sucker	blacknose dace	lowa darter	yellow perch	rock bass	pumpkinseed sunfish	golden shiner
002W	420	4	479	2	–	–	–	–	1	–	–	–	–
003W	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–
005W	87	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
022W	–	–	–	78	–	–	–	–	–	–	–	–	–
240W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	53	–	–	–
250W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	10	–	–	–
252W	–	–	–	–	–	–	–	–	5	–	–	–	–
253W	–	–	–	–	–	–	1	–	–	43	–	–	–
254W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	27	–	–	–
268W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	15	–	–	–
333W	–	–	–	–	–	–	2	–	–	–	56	–	–
404W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	5	–	–	–
409W	492	198	1505	–	–	–	6	–	1	–	–	–	–
475W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	20	8	20	2
479W	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
480W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	51	–	7	–
494W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	24	–	3	–
501W	–	–	–	–	–	–	–	2	–	42	–	7	13
502W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	6	1	–
515W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	21	–	30	2
524W	–	–	–	–	–	–	71	–	–	–	–	–	262
526W	–	–	–	–		–	–	–	–	57	–	–	–
579W	–	197	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
583W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–
856W	1929	–	1	4	–	–	–	–	1	–	–	–	–
900W	1258	–	705	2	–	–	–	–	4	–	–	–	–
903W	421	368	70	5	284	–	68	–	–	–	–	–	–
904W	162	–	62	1	320	–	24	–	–	–	–	–	–
905W	–	55	–	–	58	3	2	–	–	100	–	–	–
907W	1700	11	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
909W	3377	–	–	–	–	–	–	–	5	–	–	–	–

* Additional species taken were smallmouth bass (475W), northern pike (515W), brown bullhead (256W) and an unidentified species (197W). Lakes without fish were 013W, 016W, 242W, 248W, 251W, 257W, 258W, 259W, 260W, 266W, 316W, 338W, 343W, 394W, 401W, 402W, 403W, 406W, 407W, 408W, 410W, 527W, 572W and 902W.

Literature cited

Aiken, S.; Gillett, J.M. 1974. The distribution of aquatic plants in selected lakes of Gatineau Park, Québec. Can. Field-Nat. 88:437–448.

Almer, B.; Dickson, W.; Ekstrom, C.; Hornstrom, E.; Miller, V. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. Ambio 3:30–36.

Almer, B.; Dickson, W.; Ekstrom, C.; Hornstrom, E. 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. Pages 273–311 *in* Nriagu, J.O. ed. Sulfur in the environment. Part II. Ecological impacts. John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. 482 pp.

Alvo, R. 1985. The breeding success of Common Loons (*Gavia immer*) in relation to lake acidity. M.Sc. thesis, Trent Univ., Peterborough, Ontario. 122 pp.

Andersson, G. 1981. Influence of fish on waterfowl and lakes (Norwegian with English summary). Anser 20:21–34.

Armstrong, F.A.J.; Schindler, D.W. 1971. Preliminary chemical characterization of waters in the Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario. J. Fish. Res. Board Can. 28:171–187.

Baker, J.P.; Schofield, C.L. 1982. Aluminum toxicity to fish in acidic waters. Water Air Soil Pollut. 18:289–309.

Ball, I.J.; Gilmer, D.S.; Cowardin, L.M.; Reichman, J.H. 1975. Survival of Wood Duck and Mallard broods in North-central Minnesota. J. Wildl. Manage. 39:776–780.

Barrie, L.A.; Wiebe, H.A.; Anlauf, K.; Fellin, P. 1982. Data report: Results of the Canadian Air and Precipitation Monitoring Network APN, July 1980 to December 1981. Turkey Lakes Watershed Unpubl. Rep. Ser. No. TLW-82-14. 7 pp. + 7 appendices.

Bartonek, J.C. 1972. Summer foods of American Widgeon, Mallards, and Green-winged Teal near Great Slave Lake, N.W.T. Can. Field-Nat. 86:373–376.

Beamish, R.J. 1972. Lethal pH for the White Sucker (*Catostomus commersoni*). Trans. Am. Fish. Soc. 101:355–358.

Beamish, R.J. 1974. The loss of fish populations from unexploited remote lakes in Ontario, Canada as a consequence of atmospheric fallout of acid. Water Res. 8:85–95.

Beamish, R.J.; Harvey, H.H. 1972. Acidification of the La Cloche Mountain lakes, Ontario and resulting fish mortalities. J. Fish. Res. Board Can. 29:1131–1143.

Beamish, R.J.; VanLoon, J.C. 1977. Precipitation loading of acid and heavy metals to a small acid lake near Sudbury, Ontario. J. Fish. Res. Board Can. 34:649–658.

Beamish, R.J.; Blouw, L.M.; McFarlane, G.A. 1976. A fish and chemical study of 109 lakes in the Experimental Lakes Area (ELA), Northwestern Ontario with appended reports on Lake Whitefish ageing errors and the Northwestern Ontario baitfish industry. Environment Canada. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. No. 607. 116 pp.

Beggs, G.L.; Gunn, J.M.; Olver, C.H. 1985. The sensitivity of Ontario lake trout (*Salvelinus namaycush*) and lake trout lakes to acidification. Ont. Fish. Tech. Rep. Ser. No. 17. 24 pp.

Bellrose, F.C. 1978. Ducks, geese and swans of North America. Stackpole Books, Harrisburg, Pa. 540 pp.

Bendell, B.E. 1986. The effects of fish and pH on the distribution and abundance of backswimmers (Hemiptera: Notonectidae). Can. J. Zool. 64(12):2696–2699.

Bendell, B.E.; McNicol, D.K. 1987*a*. Fish predation, lake acidity and the composition of aquatic insect assemblages. In press. Hydrobiologia.

Bendell, B.E.; McNicol, D.K. 1987*b*. Cyprinid assemblages, and the physical and chemical characteristics of small northern Ontario lakes. In press. Environ. Biol. Fishes.

Blancher, P.J.; McNicol, D.K. 1986. Investigations into the effects of acid precipitation on wetland-dwelling wildlife in Northeastern Ontario. Tech. Rep. Ser. No. 2. Can. Wildl. Serv., Ontario Region. 153 pp.

Boissonneau, A.N. 1968. Glacial history of Northeastern Ontario 2: The Timiskaming–Algoma area. Can. J. Earth Sci. 5:97–109.

Brooks, J.L. 1968. The effects of prey size selection by lake planktivores. Syst. Zool. 17:273–291.

Brooks, J.L.; Dodson, S.I. 1965. Predation, body size, and composition of plankton. Science 150:28–35.

Brousseau, C.S.; Baccante, D.; Maki, L.W. 1985. Role of bedrock and surficial geology in determining the sensitivity of Thunder Bay area lakes to acidification. J. Great Lakes Res. 11:501–507.

Brown, D.J.A. 1982. The effect of pH and calcium on fish and fisheries. Water Air Soil Pollut. 18:343–351.

Brown, S.B.; Eales, J.G. 1984. Interrenal, thyroidal, and carbohydrate responses of Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) to environmental acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41:36–45.

Campbell, P.G.C.; Stokes, P.M. 1985. Acidification and toxicity of metals to aquatic biota. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42:2034–2049.

Chan, W.H.; Vet, R.J.; Ro, C.; Tang, A.J.S.; Lusis, M.A. 1984. Impact of INCO smelter emissions on wet and dry deposition in the Sudbury area. Atmos. Environ. 18:1001–1008.

Charles, D.F. 1985. Relationships between surface sediment diatom assemblage and lakewater characteristics in Adirondack lakes. Ecology 66:994–1011.

Clark, K.L.; Fischer, K. 1981. Acid precipitation and wildlife. Can. Wildl. Serv. Wildl. Toxicol. Div., Ms. Rep. No. 43. Environment Canada, Ottawa, Canada. 95 pp.

Clark, K.L.; LaZerte, B.D. 1985. A laboratory study of the effects of aluminum and pH on amphibian eggs and tadpoles. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42:1544–1551.

Conroy, N.I.; Jeffries, D.S.; Kramer, J.R. 1974. Acid shield lakes in the Sudbury, Ontario region. Proc. Symp. Water Pollut. Res. Can. 9:45–61.

Conroy, N.I.; Hawley, K.; Keller, W. 1978. Extensive monitoring of lakes in the greater Sudbury area 1974–76. Ont. Min. Environ. Tech. Rep., Sudbury, Ontario. 40 pp. + appendices.

Cowell, D.W.; Lucas, A.E.; Rubec, C.D.A. 1980. The development of an ecological sensitivity rating for acid precipitation impact assessment. Lands Directorate, Environment Canada, Work. Pap. No. 10. Ottawa, Ontario.

Cox, E.T. 1978. Counts and measurements of Ontario lakes. Ontario Ministry of Natural Resources. Unpubl. rep. 114 pp.

Cronan, C.S.; Schofield, C.L. 1979. Aluminum leaching response to acid precipitation: effects on high-elevation watersheds in the northeast. Science 204:304–306.

Dennis, D.G. 1974a. Waterfowl observations during the nesting season in Precambrian and clay belt areas of north-central Ontario. Pages 53–56 *in* Boyd, H. ed. Waterfowl studies in eastern Canada, 1969–73. Can. Wildl. Serv. Rep. Ser. No. 29. 105 pp.

Dennis, D.G. 1974b. Breeding pair surveys of waterfowl in southern Ontario. Pages 45–52 *in* Boyd, H. ed. Waterfowl studies in eastern Canada, 1969–73. Can. Wildl. Serv. Rep. Ser. No. 29. 105 pp.

Department of Environment. 1979. Analytical methods manual. Inland Waters Directorate, Water Quality Branch. Ottawa, Ontario, Canada.

Dermott, R.; Kelso, J.R.M.; Douglas, A. 1986. The benthic fauna of 41 acid sensitive headwater lakes in north-central Ontario. Water Air Soil Pollut. 28:283–292.

DesGranges, J.-L.; Darveau, M. 1985. Effect of lake acidity and morphometry on the distribution of aquatic birds in southern Québec. Holarctic Ecol. 8:181–190.

DesGranges, J.-L.; Rodrigue, J. 1986. Influence of acidity and competition with fish on the development of ducklings in Québec. Water Air Soil Pollut. 30:743–750.

Dillon, P.J.; Jeffries, D.S.; Snyder, W.R.; Reid, R.; Yan, N.D. 1978. Acidic precipitation in south-central Ontario: recent observations. J. Fish. Res. Board Can. 35:809–815.

Dillon, P.J.; Jeffries, D.S.; Scheider, W.A.; Yan, N.D. 1980. Some aspects of acidification in southern Ontario. Pages 212–213 *in* Drablos, D. and Tollan, A. eds. Proc. Int. Conf. on Ecological Impact of Acid Precipitation. SNSF Project, Sandefjord, Norway. 383 pp.

Dillon, P.J.; Yan, N.D.; Harvey, H.H. 1984. Acidic deposition: effects on aquatic ecosystems. Crit. Rev. Environ. Control 13 (3):167–194.

Dzubin, A. 1969. Assessing breeding populations of ducks by ground counts. Pages 278–280 *in* Saskatoon wetlands seminar. Can. Wildl. Serv. Rep. Ser. No. 6. 262 pp.

Eadie, J.M.; Keast, A. 1982. Do goldeneye and perch compete for food? Oecologia 55:225–230.

Eilers, J.M.; Glass, G.E.; Webster, K.E.; Rogalla, J.A. 1983. Hydrologic control of lake susceptibility to acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40:1896–1904.

Eriksson, M.O.G. 1976. Food and feeding habits of downy Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) ducklings. Ornis Scand. 7:159–169.

Eriksson, M.O.G. 1978. Lake selection by Goldeneye ducklings in relation to the abundance of food. Wildfowl 29:81–85.

Eriksson, M.O.G. 1979. Competition between freshwater fish and Goldeneyes (*Bucephala clangula*) for common prey. Oecologia 41:99–107.

Eriksson, M.O.G. 1983. The role of fish in the selection of lakes by non-piscivorous ducks: Mallard, Teal and Goldeneye. Wildfowl 34:27–32.

Eriksson, M.O.G. 1984. Acidification of lakes: effects on waterbirds in Sweden. Ambio 13:260–262.

Eriksson, M.O.G. 1985. Prey detectability for fish-eating birds in relation to fish density and water transparency. Ornis Scand. 16:1–7.

Eriksson, M.O.G. 1986. Reproduction of Black-throated Diver (*Gavia arctica*) in relation to fish density in oligotrophic lakes in southwestern Sweden. Ornis Scand. 17:245–248.

Eriksson, M.O.G.; Henrikson, L.; Nilsson, B.I.; Nyman, G.; Oscarson, H.G.; Stenson, A.E.; Larsson, K. 1980. Predator–prey relations important for the biotic changes in acidified lakes. Ambio 9:248–249.

Eriksson, M.O.G.; Henrikson, L.; Oscarson, H.G. 1986. Waterbirds and acidification — some aspects (in Swedish). Var Fagelvard 39:163–166.

Erskine, A.J. 1971. Buffleheads. Can. Wild. Serv. Monogr. Ser. No. 4. 240 pp.

ESSA (Environmental and Social Systems Analysts Ltd.) 1986. Brown waters: Relative importance of external and internal sources of acidification on catchment biota — A review of existing knowledge. Report prepared for Environment Canada and Department of Fisheries and Oceans. 85 pp.

Fraser, D.; Morton, J.K. 1983. Aquatic plants in Lake Superior Provincial Park in relation to water chemistry. Can. Field-Nat. 97:181–186.

Fraser, D.; Morton, J.K.; Jui, P.Y. 1986. Aquatic vascular plants in Sibley Provincial Park in relation to water chemistry and other factors. Can. Field-Nat. 100:15–21.

Fraser, G.A.; Harvey, H.H. 1984. Effects of environmental pH on the ionic composition of the white sucker (*Catostomus commersoni*) and pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*). Can. J. Zool. 62:249–259.

Freda, J.; Dunson, W.A. 1985. Field and laboratory studies of ion balance and growth rates of ranid tadpoles chronically exposed to low pH. Copeia 1985:414–423.

Frenette, J.-J.; Richard, Y.; Moreau, G. 1986. Fish responses to acidity in Québec: a review. Water Air Soil Pollut. 30:461–475.

Galbraith, M.G. 1967. Size-selective predation on *Daphnia* by rainbow trout and yellow perch. Trans. Am. Fish. Soc. 96:1–10.

Gilinsky, E. 1984. The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. Ecology 65:455–468.

Gilmer, D.S.; Ball, I.J.; Cowardin, L.W.; Reichmann, J.H.; Tester, J.R. 1975. Habitat use and home range of Mallards breeding in Minnesota. J. Wildl. Manage. 39:781–789.

Gollop, J.B.; Marshall, W.H. 1954. A guide for aging duck broods in the field. Miss. Flyway Counc. Tech. Sect. Rep. 14 pp.

Gorham, E.; Detenbeck, N.E. 1986. Sulphate in bog waters: a comparison of ion chromatography with MacKereth's cation-exchange technique and a revision of earlier views on cause of bog acidity. J. Ecol. 74:899–903.

Gorham, E.; Gordon, A.G. 1963. Some effects of smelter pollution upon aquatic vegetation near Sudbury, Ontario. Can J. Bot. 41:371–378.

Gorham, E.; Bayley, S.E.; Schindler, D.W. 1984. Ecological effects of acid deposition upon peatlands: a neglected field in "acid-rain" research. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41:1256–1268.

Grahn, O.H.; Hultberg, H.; Landner, L. 1974. Oligotrophication — a self-accelerating process in lakes subjected to excessive supply of acid substances. Ambio 3:93–94.

Gunn, J.M. 1982. Acidification of Lake Trout (*Salvelinus namaycush*) lakes near Sudbury, Ontario. Page 351 *in* Johnson, R.E. ed. Acid Rain/Fisheries — Proc. Int. Symp. on Aquatic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America. American Fisheries Society. Cornell Univ., Ithaca, New York. 357 pp.

Gunn, J.M.; Keller, W. 1984. Spawning site water chemistry and lake trout (*Salvelinus namaycush*) sac fry survival during snow melt. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41:319–329.

Haines, T.A. 1981. Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: a review. Trans. Am. Fish. Soc. 110:669–707.

Haines, T.A.; Hunter, M.L. 1982. Waterfowl and their habitat: threatened by acid rain? Pages 177–188 *in* Fourth International Waterfowl Symposium, Ducks Unlimited, New Orleans, La. 265 pp.

Hall, D.J.; Cooper, W.E.; Werner, E.E. 1970. An experimental approach to the production dynamics and structure of freshwater animal communities. Limnol. Oceanogr. 15:839–928.

Harvey, H.H. 1975. Fish populations in a large group of acid-stressed lakes. Verh. Int. Ver. Limnol. 19:2406–2417.

Harvey, H.H. 1982. Population responses of fish in acidified waters. Pages 227–244 *in* Johnson, R.E. ed. Acid Rain/Fisheries — Proc. Int. Symp. on Acidic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America. American Fisheries Society, Cornell Univ., Ithaca, New York. 357 pp.

Harvey, H.H.; Lee, C. 1982. Historical fisheries changes related to surface water pH changes in Canada. Pages 45–56 *in* Johnson, R.E. ed. Acid Rain/Fisheries — Proc. Int. Symp. on Acidic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America. American Fisheries Society, Cornell Univ., Ithaca, New York. 357 pp.

Hellquist, C.B. 1980. Correlation of alkalinity and the distribution of Potamogeton in New England. Rhodora 82:331–344.

Hendrey, G.R.; Baalsrud, K.; Traaen, T.S.; Laake, M.; Raddum, G. 1976. Acid precipitation: some hydrobiological changes. Ambio 5:224–227.

Hendry, R.; Galloway, J.N.; Norton, S.A.; Schofield, C.L.; Burns, D.A.; Schoffer, D.W. 1980. Sensitivity of the eastern United States to acid precipitation impacts on surface waters. Pages 216–217 *in* Drablos, D. and Tollan, A. eds. Proc. Int. Conf. on Ecological Impact of Acid Precipitation. SNSF Project, Sandefjord, Norway. 383 pp.

Henriksen, A. 1982. Susceptibility of surface waters to acidification. Pages 103–124 *in* Johnson, R.E. ed. Acid Rain/Fisheries — Proc. Int. Symp. on Acidic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America. American Fisheries Society, Cornell Univ., Ithaca, New York. 357 pp.

Henrikson, L.; Oscarson, H.G. 1978. Fish predation limiting abundance and distribution of *Glaenocorisa p. propinqua.* Oikos 31:102–105.

Hill, M.O. 1979*a*. TWINSPAN— A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Ecology and Systematics, Cornell Univ., Ithaca, New York.

Hill, M.O. 1979*b*. DECORANA—A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Ecology and Systematics, Cornell Univ., Ithaca, New York.

Hill, M.O.; Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. Vegetatio 42:47–58.

Holtze, K.E. 1983. Effects of pH and ionic strength on aluminum toxicity to early developmental stages of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Ont. Min. Environ. Tech. Rep. 39 pp.

Holtze, K.E.; Hutchinson, N.J. 1987. Biological effects of acidification XII. Comparative tolerance of six native Ontario fish species to hydrogen and Al concentration. In press. Water Air Soil Pollut.

Hrbacek, J.; Dvorakova, M.; Korinek, V.; Prochazkova, L. 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. Verh. Int. Ver. Limnol. 14:192–195.

Hunter, M.L.; Jones, J.J.; Gibbs, K.E.; Morning, J.R. 1986. Duckling responses to lake acidification: do black ducks and fish compete? Oikos 47:26–32.

Hurlbert, S.H.; Mulla, M.S. 1981. Impacts of mosquitofish (*Gambusia affinis*) predation on plankton communities. Hydrobiologia 83:125–151.

Hutchinson, T.C.; Havas, M. 1986. Recovery of previously acidified lakes near Coniston, Canada following reductions in atmospheric sulfur and metal emissions. Water Air Soil Pollut. 28:319–333.

Hutchinson, T.C.; Whitby, L.M. 1977. The effects of acid rainfall and heavy metal particulates on a boreal forest ecosystem near the Sudbury smelting region of Canada. Water Air Soil Pollut. 7:421–438.

IEC Beak. 1985. Utilisation de modèles trophiques et de la structure des communautés planctoniques pour déterminer les effets de l'acidité et de facteurs environnement aux particuliers sur la chaîne alimentaire dans les lacs du Québec. Vols. I–II. Rapport final préparé à l'intention de Pêches et Océans et du Service Canadien de la Faune, Québec.

Jeffries, D.S. 1984. Atmospheric deposition of pollutants in the Sudbury area. Pages 117–154 *in* Nriagu, J.O. ed. Environmental impacts of smelters. John Wiley & Sons, New York, New York. 608 pp.

Jeffries, D.S. 1986. Evaluation of the regional acidification of lakes in eastern Canada using ion ratios. National Water Research Institute Contrib. Ser. No. 86–79. 19 pp.

Jeffries, D.S.; Snyder, W.R. 1981. Atmospheric deposition of heavy metals in central Ontario. Water Air Soil Pollut. 14: 133–157.

Jeffries, D.S.; Cox, C.M.; Dillon, P.J. 1979. Depression of pH in lakes and streams in central Ontario during snowmelt. J. Fish. Res. Board Can. 36:640–646.

Kaplan, E.; Thode, H.C.; Protas, A. 1981. Rocks, soils, and water quality. Relationships and implications for effects of acid precipitation on surface water in the northeastern United States. Environ. Sci. Technol. 15:539–544.

Keller, W.; Pitblado, J.R. 1986. Water quality changes in Sudbury area lakes: a comparison of synoptic surveys in 1974–1976 and 1981–1983. Water Air Soil Pollut. 29:285–296.

Kelso, J.R.M.; Minns, C.K. 1982. Current status of lake acidification and its effect on the fishery resources in Canada. Pages 69–82 *in* Johnson, R.E. ed. Acid Rain/Fisheries — Proc. Int. Symp. on Acidic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America. American Fisheries Society, Cornell Univ., Ithaca, New York. 357 pp.

Kelso, J.R.M.; Minns, C.K.; Gray, J.E.; Jones, M.L. 1986*a*. Acidification of surface waters in Eastern Canada and its relationship to aquatic biota. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 87. 42 pp.

Kelso, J.R.M.; Minns, C.K.; Lipsit, J.H.; Jeffries, D.S. 1986*b*. Headwater lake chemistry during the spring freshet in north-central Ontario. Water Air Soil Pollut. 29:245–259.

Kerekes, J.J. 1980. Preliminary characterization of three lake basins sensitive to acid precipitation in Nova Scotia, Canada. Pages 232–233 *in* Drablos, D. and Tollan, A. eds. Proc. Int. Conf. on Ecological Impact of Acid Precipitation. SNSF Project, Sandefjord, Norway. 383 pp.

Kerekes, J.J.; Howell, G.; Pollock, T. 1984. Problems associated with sulphate determination in colored, humic waters in Kejimkujik National Park, Nova Scotia (Canada). Verh. Int. Ver. Limnol. 22:1811–1817.

Kerekes, J.; Beauchamp, S.; Tordon, R.; Pollock, T. 1986. Sources of sulphate and acidity in wetlands and lakes in Nova Scotia. Water Air Soil Pollut. 31:207–214.

Kramer, J.R. 1976. Geochemical and lithological factors in acid precipitation. Pages 611–618 *in* Proc. 1st Int. Symp. on Acid Precipitation and the Forest Ecosystem. U.S. Dep. Agric. For. Serv. Gen. Tech. Rep. NE-23.

Kwiatkowski, R.E.; Roff, J.C. 1976. Effects of acidity on phytoplankton and primary production of selected northern Ontario Lakes. Can. J. Bot. 54:2546–2561.

Langlois, T.H. 1929. Breeding habits of the northern dace. Ecology 10:161–163.

Lemly, A.D.; Smith, R.J.F. 1985. Effects of acute exposure to acidified water on the behavioral response of fathead minnows, *Pimephales promelas*, to chemical feeding stimuli. Aquat. Toxicol. 6:25–36.

Lynch, M.; Shapiro, J. 1981. Predation, enrichment, and phytoplankton community structure. Limnol. Oceanogr. 26:86–102.

Macan, T.T. 1965. Predation as a factor in the ecology of water bugs. J. Anim. Ecol. 34:691–698.

MacCrimmon, H.R.; Wren, C.D.; Gots, B.L. 1983. Mercury uptake by lake trout (*Salvelinus namaycush*) relative to age, growth, and diet in Tademac Lake with comparative data from other Precambrian Shield lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40:114–120.

Magnuson, J.J.; Baker, J.P.; Rahel, E.J. 1984. A critical assessment of effects of acidification on fisheries in North America. Phil. Trans. R. Soc. London 305:501–516.

McAuley, D.G. 1986. Ring-necked duck productivity in relation to wetland acidity: nest success, duckling diet and survival. M.Sc. thesis, Univ. of Maine, Orono, Maine. 71 pp.

Memorandum of Intent 1983. Memorandum of Intent on Transboundary Air Pollution. Final Report. January.

Menendez, R. 1976. Chronic effects of reduced pH on brook trout (*Salvelinus fontinalis*). J. Fish. Res. Board Can. 33:118–123.

Mills, K. 1984. Fish population responses to experimental acidification of a small Ontario lake. Pages 117–132 *in* Hendrey, G.R. ed. Early biotic responses to advancing lake acidification. (Acid Precipitation series Vol. 6.) Butterworth Publishers, Boston.

Mills, K. 1985. Responses of Lake Whitefish (*Coregonus clupeaformis*) to fertilization of Lake 226, the Experimental Lakes Area. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42:129–138.

Mills, K.; Chalanchuk, S.M.; Mohr, L.C.; Davies, I.J. 1987. Responses of fish populations in Lake 223 to eight years of experimental acidification. In press. Can. J. Fish. Aquat. Sci.

Mills, K.H.; Schindler, D.W. 1986. Biological indicators of lake acidification. Water Air Soil Pollut. 30:779–789.

Ministry of Environment. 1978. Water management — Goals, policies, objectives, and implementation procedures of the Ministry of the Environment. Ont. Min. Environ. Tech. Rep. 67 pp.

Ministry of Environment. 1979. Determination of the susceptibility to acidification of poorly buffered surface waters. Ont. Min. Environ. Tech. Rep. 21 pp.

Ministry of Environment. 1985. Acid sensitivity of lakes in Ontario — 1985. Ont. Min. Environ. Tech. Rep. 23 pp.

Minns, C.K. 1981. Acid rain: a preliminary estimate of the risk to Ontario's inland fisheries. Can. Ms. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1622.

Moreau, G.; Barbeau, C. 1983. Zinc, manganese and strontium in opercula and scales of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) as indicators of lake acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40:1685–1691.

Mossberg, P.; Nyberg, P. 1979. Bottom fauna of small acid forest lakes. Inst. Freshwater Res. (Drottningholm) Sweden Rep. No. 58:77–87.

Mount, D.I. 1973. Chronic effect by low pH on fathead minnow survival, growth and reproduction. Water Res. 7:987–993.

Muniz, J.P.; Leivestad, H. 1980. Acidification effects on freshwater fish. Pages 84–92 *in* Drablos, D. and Tollan A. eds. Proc. Int. Conf. on Ecological Impact of Acid Precipitation. SNSF Project, Sandefjord, Norway. 383 pp.

Murphy, S.M.; Kessel, B.; Vining, L.J. 1984. Waterfowl populations and limnologic characteristics of taiga ponds. J. Wildl. Manage. 48:1156–1163.

National Research Council of Canada. 1981. Acidification in the Canadian aquatic environment: scientific criteria for assessing the effects of acidic deposition on aquatic ecosystems. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. NRCC Publ. No. 18475. 360 pp.

Neville, C.M. 1985. Physiological response of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*, to acid and aluminum — prediction of field responses from laboratory data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42:2004–2019.

Nilsson, S.G.; Nilsson, I.N. 1978. Breeding bird community densities and species richness in lakes. Oikos 31:214–221.

North American Waterfowl Management Plan: A Strategy for Cooperation. 1986. Can. Wildl. Serv., U.S. Fish Wildl. Serv. 37 pp.

Northcote, T.G.; Walters, C.J.; Hume, J.M.B. 1978. Initial impacts of experimental fish introductions on the macrozooplankton of small oligotrophic lakes. Verh. Int. Ver. Limnol. 20: 2003–2012.

Nyholm, N.E.I. 1981. Evidence of involvement of aluminum in causation of defective formation of eggshells and of impaired breeding in wild passerine birds. Environ. Res. 26:368–371.

Nyholm, N.E.I.; Myhrberg, H.E. 1977. Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. Oikos 29:335–341.

Oliver, B.G.; Thurman, E.M.; Malcolm, R.L. 1983. The contribution of humic substances to the acidity of colored natural waters. Geochim. Cosmochim. Acta 47:2031–2035.

Ormerod, S.J.; Tyler, S.J.; Lewis, J.M.S. 1985. Is the breeding distribution of Dippers influenced by stream acidity? Bird Study 32:32–39.

Ormerod, S.J.; Allinson, N.; Hudson, D.; Tyler, S.J. 1986. The distribution of breeding Dippers (*Cinclus cinclus*) in relation to stream acidity in upland Wales. Freshwater Biol. 16:501–507.

Packer, R.K.; Dunson, W.A. 1972. Anoxia and sodium loss associated with the death of brook trout at low pH. Comp. Biochem. Physiol. 41:17–26.

Patterson, J.H. 1976. The role of environmental heterogeneity in the regulation of duck populations. J. Wildl. Manage. 40:22–32.

Pfeiffer, M.H.; Festa, P.J. 1980. Acidity status of lakes in the Adirondack region of New York in relation to fish resources. Prog. Rep. N.Y. State Dep. Environ. Conserv., Albany, N.Y.

Pitblado, J.R.; Keller, W.; Conroy, N.I. 1980. A classification and description of some northeastern Ontario lakes influenced by acid precipitation. J. Great Lakes Res. 6:247–257.

Pope, G.F.; Carter, J.C.H.; Power, G. 1973. The influence of fish on the distribution of *Chaoborus* spp. (Diptera) and density of larvae in the Matamek River System, Québec. Trans. Am. Fish. Soc. 102:707–714.

Post, J.R.; Cucin, D. 1984. Changes in the benthic community of a small precambrian lake following the introduction of yellow perch, *Perca flavescens*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41:1496–1501.

Potvin, P.; Grimard, Y. 1983. Étude de la qualité du milieu aquatique de 67 lacs à sauvagine de la région de Schefferville, Québec. Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement, Québec, rapport PA-8, Envirodoq 840074, 153 pages et annexes.

Pough, F.H.; Wilson, R.E. 1977. Acid precipitation and reproductive success of *Ambystoma* salamanders. Water Air Soil Pollut. 7:307–316.

Rahel, F.J. 1984. Factors structuring fish assemblages along a bog lake successional gradient. Ecology 65:1276–1289.

Rahel, F.J. 1986. Biogeographic influences on fish species composition of northern Wisconsin lakes with applications for lake acidification studies. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43:124–134.

Rahel, F.J.; Magnuson, J.J. 1983. Low pH and the absence of fish species in naturally acidic Wisconsin lakes: inferences for cultural acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40:3–9.

Rask, M. 1984*a*. The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. II. The effect of acid stress on different development stages of perch. Ann. Zool. Fenn. 21:9–13.

Rask, M. 1984*b*. The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. III. The perch population in a small, acidic, extremely humic forest lake. Ann. Zool. Fenn. 21:15–22.

Reinecke, K.; Owen, R. 1980. Food use and nutrition of black ducks nesting in Maine. J. Wildl. Manage. 44:549–558.

Robinson, G.D.; Dunson, W.A.; Wright, J.E.; Mamolito, G.E. 1976. Differences in low pH tolerance among strains of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). J. Fish Biol. 8:5–17.

Rodrigue, J.; DesGranges, J.-L. 1986. Étude de la qualité du milieu aquatique et des composantes biologiques de 81 lacs à sauvagine du Québec meridional. sous presse. Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement, Québec.

Ross, R.K. 1985. Helicopter vs. ground surveys of waterfowl in the boreal forest. Wildl. Soc. Bull. 13:153–157.

Ross, R.K. 1987. Interim report on waterfowl breeding pair surveys in northern Ontario. In press. Can. Wildl. Serv. Prog. Notes.

Ross, R.K.; Dennis, D.G.; Butler, G. 1984. Population trends of the five most common duck species breeding in southern Ontario, 1971–76. Pages 22–26 *in* Curtis, S.G., Dennis, D.G. and Boyd H. eds. Waterfowl studies in Ontario, 1973–81. Can. Wildl. Serv. Occas. Pap. No. 54. 71 pp.

Rowe, J.S. 1972. Forest regions of Canada. Can. For. Serv. Publ. No. 1300. 171 pp. + map.

Ryan, P.M.; Harvey, H.H. 1980. Growth responses of yellow perch, *Perca flavescens*, to lake acidification in the La Cloche Mountain Lakes of Ontario. Environ. Biol. Fishes 5:97–108.

Scheider, W.A.; Jeffries, D.S.; Dillon, P.J. 1979. Effects of acidic precipitation on Precambrian freshwaters in southern Ontario. J. Great Lakes Res. 5:45–51.

Schindler, D.W.; Turner, M.A. 1982. Biological, chemical and physical responses of lakes to experimental acidification. Water Air Soil Pollut. 18:259–271.

Schindler, D.W.; Hesslein, R.H.; Wagemann, R.; Broecker, W.S. 1980. Effects of acidification on mobilization of heavy metals and radionuclides from sediments of a lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37:373–377.

Schindler, D.W.; Mills, K.H.; Malley, D.F.; Findlay, D.L.; Shearer, J.A.; Davies, I.J.; Turner, M.A.; Linsey, G.A.; Cruikshank, D.R. 1985. Long-term ecosystem stress: the effects of years of experimental acidification on a small lake. Science 228: 1395–1401.

Schofield, C.L. 1976. Acid precipitation: effects on fish. Ambio 5: 228–230.

Scott, W.B.; Crossman, E.J. 1973. Freshwater fishes of Canada. Fish. Res. Board Can. Bull. 184, Ottawa, Canada. 966 pp.

Semkin, R.G.; Jeffries, D.S.; Neureuther, R. 1984. Relationships between hydrological conditions and the ionic composition of stream waters in the Turkey Lakes Watershed. Turkey Lakes Watershed Unpubl. Rep. Ser. TLW-84-05. 13 pp.

Shilts, W.W. 1981. Sensitivity of bedrock to acid precipitation: modifications by glacial processes. Geol. Surv. Can. Pap. 81-14. 7 pp. + maps.

Siegel, S. 1956. Non-parametric statistics for the behavioral sciences. McGraw-Hill Book Co., Toronto, Ontario. 312 pp.

Sjors, H. 1950. On the relation between vegetation and electrolytes in north Swedish mires. Oikos 2:241.

Sneath, H.A.; Sokal, R.R. 1973. Numerical taxonomy: the principles and practice of numerical classification. W.H. Freeman and Co., San Francisco, Calif. 573 pp.

Sokal, R.R.; Rohlf, F.J. 1981. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman and Co., San Francisco, Calif. 776 pp.

Somers, K.M.; Harvey, H.H. 1984. Alteration of fish communities in lakes stressed by acid deposition and heavy metals near Wawa, Ontario. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41:20–29.

Spencer, C.N.; King, D.L. 1984. Role of fish in regulation of plant and animal communities in eutrophic ponds. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41:1851–1855.

Statistical Analysis System Institute Inc. 1982. SAS user's guide: Statistics, 1982 Edition. SAS Institute Inc., Cary, North Carolina. 584 pp.

Stephenson, M.; Mackie, G.L. 1986. Lake acidification as a limiting factor in the distribution of the freshwater amphipod (*Hyallela azteca*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43:288–292.

Suns, K.; Curry C.; Russell, D. 1980. The effects of water quality and morphometric parameters on mercury uptake by yearling perch. Ont. Min. Environ. Tech. Rep. LTS80-1, Toronto, Ontario. 16 pp.

Swanson, G.A.; Meyer, M.I. 1973. The role of invertebrates in the ecology of Anatidae during the breeding season. Pages 143–184 *in* Proc. Waterfowl Habitat Management Symposium, Moncton, New Brunswick.

Swanson, G.A.; Krapu, G.L.; Serie, J.T. 1979. Foods of laying dabbling ducks on breeding grounds. Pages 47–57 *in* Brookhout, T.A. ed. Waterfowl and wetlands—an integrated review. LaCrosse Printing Co., La Crosse, Wisc.

Tallman, R.F.; Mills, K.H.; Rotter, R.G. 1984. The comparative ecology of pearl dace (*Semotilus margarita*) and fathead minnow (*Pimephales promelas*) in lake 114, the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario, with an appended key to the cyprinids of the Experimental Lakes Area. Can. Ms. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1756. 27 pp.

Thompson, M.E.; Hutton, M.B. 1985. Sulfate in lakes of eastern Canada: calculated yields with measured wet and dry deposition. Water Air Soil Pollut. 24:77–83.

Thorp, J.H. 1986. Two distinct roles for predators in freshwater assemblages. Oikos 47:75–82.

Tonn, W.M. 1985. Density compensation in *Umbra–Perca* fish assemblages of northern Wisconsin lakes. Ecology 66:415–429.

Tonn, W.M.; Magnuson, J.J. 1982. Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. Ecology 63:1149–1166.

Trojnar, J.R. 1977. Egg hatchability and tolerance of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) fry to low pH. J. Fish. Res. Board Can. 34:574–579.

Veith, G.D.; Call, D.J.; Brooke, L.T. 1983. Structure–toxicity relationships for the fathead minnow, *Pimephales promelas*: narcotic industrial chemicals. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40:743–748.

Verry, E.S. 1981. Acidity of lakes and impoundments in North-central Minnesota. North Central Forest Experiment Station, Res. Note NC-273, St. Paul, Minn.

Vollenweider, R.; Kerekes, J. 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Organization for Economic Co-operation and Development. Paris, France. 154 pp.

von Ende, C.N. 1979. Fish predation, interspecific predation and the distribution of two *Chaoborus* species. Ecology 60:119–128.

Watt, W.D.; Scott, C.D.; White, W.J. 1983. Evidence of acidification of some Nova Scotian rivers and its impact on Atlantic salmon (*Salmo salar*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40:462–473.

Weiderholm, T.; Eriksson, L. 1977. Benthos of an acid lake. Oikos 29:261–267.

Weir, J.S. 1972. Diversity and abundance of aquatic insects reduced by introduction of the fish *Clarias gariepinus* to pools in central Africa. Biol. Conserv. 4:169–175.

Wellein, E.G.; Lumsden, H.G. 1964. Northern forests and tundra. Pages 67–76 *in* Linduska, J.P. ed. Waterfowl tomorrow. U.S. Gov. Printing Office, Washington, D.C.

Wells, L. 1970. Effects of alewife predation on zooplankton populations in Lake Michigan. Limnol. Oceanogr. 15:556–565.

Werner, E.E.; Hall, D.J. 1974. Optimal foraging and the size selection of prey by the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). Ecology 55:1042–1052.

Wile, I.; Miller, G. 1983. The macrophyte flora of 46 acidified and acid-sensitive soft water lakes in Ontario. Ont. Min. Environ. Tech. Rep. 35 pp.

Wile, I.; Miller, G.E.; Hitchin, G.G.; Yan, N.D. 1985. Species composition and biomass of the macrophyte vegetation of one acidified and two acid-sensitive lakes in Ontario. Can. Field-Nat. 99:308–312.

Wishart, D. 1969. An algorithm for hierarchical classifications. Biometrics 25:165–170.

Wright, R.F.; Gjessing, E.T. 1976. Acid precipitation: changes in the chemical composition of lakes. Ambio 5:219–223.

Wright, R.F.; Snekvik, E. 1978. Acid precipitation: chemistry and fish populations in 700 lakes in southernmost Norway. Verh. Int. Ver. Limnol. 20:765–775.

Yan, N.D.; Miller, G.E. 1984. Effects of deposition of acids and metals on chemistry and biology of lakes near Sudbury, Ontario. Pages 243–282 *in* Nriagu, J.O. ed. Environmental impacts of smelters. John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. 608 pp.

Zaret, T.M. 1980. Predation and freshwater communities. Yale University Press, New Haven, Conn.

Zischke, J.A.; Arthur, J.W.; Nordli, K.J.; Hermanutz, R.O.; Standen, D.A.; Henry, T.P. 1983. Acidification effects on macroinvertebrates and fathead minnows (*Pimephales promelas*) in outdoor experimental channels. Water Res. 17:47–63.

Other publications in the Occasional Papers Series

No. 1
Birds protected in Canada under the Migratory Birds Convention Act, 4th ed. Publication bilingue.
Cat. No. CW69-1/1. Publ. 1957, rev. 1980.
No. 2
Canadian bird names, French, English and scientific.
Publication bilingue.
Cat. No. CW69-1/2. Publ. 1957, rev. 1972.
No. 3
Use of aerial surveys by the Canadian Wildlife Service by D.A. Benson.
Out of print.
Cat. No. CW69-1/3. Publ. 1963, repr. 1966.
No. 4
Queen Elizabeth Islands game survey, 1961 by J.S. Tener.
Cat. No. CW69-1/4. Publ. 1963, repr. 1972.
No. 5
Age determination in the polar bears by T.H. Manning.
Cat. No. CW69-1/5. Publ. 1964, repr. 1973.
No. 6
A wildlife biologist looks at sampling, data processing and computers by D.A. Benson.
Out of print.
Cat. No. R69-1/6. Publ. 1964.
No. 7
Preliminary report on the effects of phosphamidon on bird populations in New Brunswick by C.D. Fowle. Out of print.
Cat. No. R69-1/7. Publ. 1965.
No. 8
Birds of Nova Scotia — New Brunswick border region by G.F. Boyer.
Cat. No. CW69-1/8. Publ. 1966, repr. 1981.
No. 9
Effects of dietary methylmercury on Ring-necked Pheasants, with special reference to reproduction by N. Fimreite.
Cat. No. R69-1/9. Publ. 1971.
No. 10
Trends in populations of barren-ground caribou over the last two decades: a re-evaluation of the evidence by G.R. Parker.
Cat. No. CW69-1/10. Publ. 1971, repr. 1972.
No. 11
The Canada migratory game bird hunting permit and related surveys by D.A. Benson.
Cat. No. R69-1/11. Publ. 1971.
No. 12
Observations on duck hunting in eastern Canada in 1968 and 1969 by H.J. Boyd.
Cat. No. R69-1/12. Publ. 1971.
No. 13
Evaluation of ecological effects of recent low water levels in the Peace–Athabasca Delta by H.J. Dirschl.
Cat. No. CW69-1/13. Publ. 1972.
No. 14
The Great Cormorants of eastern Canada by A.J. Erskine.
Cat. No. CW69-1/14. Publ. 1972.
No. 15
Distribution of barren-ground caribou harvest in north-central Canada by G.R. Parker.
Cat. No. CW69-1/15. Publ. 1972.
No. 16
Bird migration forecasts for military air operations by H. Blokpoel.
Cat. No. CW69-1/16. Publ. 1973.
No. 17
Waterfowl populations on the Peace–Athabasca Delta. 1969 and 1970 by D.J. Neiman and H.J. Dirschl.
Cat. No. CW69-1/17. Publ. 1973.
No. 18
Gammarus predation and the possible effects of *Gammarus* and *Chaoborus* feeding on the zooplankton composition in some small lakes and ponds in western Canada by R.S. Anderson and L.G. Raasveldt.
Cat. No. CW69-1/18. Publ. 1974.
No. 19
A summary of DDE and PCB determinations in Canadian birds, 1969 to 1972 by M. Gilbertson and L. Reynolds.
Cat. No. CW69-1/19. Publ. 1974.
No. 20
Development of a simulation model of Mallard Duck populations by C.J. Walters, R. Hilborn, E. Oguss, R.M. Peterman and J.M. Stander.
Cat. No. CW69-1/20. Publ. 1974.
No. 21
Use of museum specimens in toxic chemical research by A.M. Rick.
Cat. No. CW69-1/21. Publ. 1975.
No. 22
Impoundments for waterfowl by W.R. Whitman.
Cat. No. CW69-1/22. Publ. 1976.
No. 23
Minimizing the dangers of nesting studies to raptors and other sensitive species by R.W. Fyfe and R.R. Olendorff.
Cat. No. CW69-1/23. Publ. 1976.
No. 24
Waterfowl damage to Canadian grain: current problems and research needs by L.G. Sugden.
Cat. No. CW69-1/24. Publ. 1976.
No. 25
Census techniques for seabirds of arctic and eastern Canada by D.N. Nettleship.
Cat. No. CW69-1/25. Publ. 1976.
No. 26
Notes on the present status of the polar bear in James Bay and Belcher Islands area by Charles Jonkel, Pauline Smith, Ian Stirling and George B. Kolenosky.
Cat. No. CW69-1/26. Publ. 1976.
No. 27
Limnological and planktonic studies in the Waterton Lakes, Alberta by R. Stewart Anderson and Roderick B. Green.
Cat. No. CW69-1/27. Publ. 1976.
No. 28
Birds and mammals of the Belcher, Sleeper, Ottawa, and King George Islands, Northwest Territories by T.H. Manning.
Cat. No. CW69-1/28. Publ. 1976.
No. 29
Developments in PPS sampling – Impact on current research by A.R. Sen.
Cat. No. CW69-1/29. Publ. 1976.
No. 30
Dynamics of snowshoe hare populations in the Maritime Provinces by Thomas J. Wood and Stanley A. Munroe.
Cat. No. CW69-1/30. Publ. 1977.
No. 31
Migration and population dynamics of the Peace–Athabasca Delta goldeye population by D.B. Donald and A.H. Kooyman.
Cat. No. CW69-1/31. Publ. 1977.
No. 32
The effects of fire on the ecology of the Boreal Forest, with particular reference to the Canadian north; a review and selected bibliography by John P. Kelsall, E.S. Telfer and Thomas D. Wright.
Cat. No. CW69-1/32. Publ. 1977.
No. 33
The ecology of the polar bear *(Ursus maritimus)* along the western coast of Hudson Bay by Ian Stirling, Charles Jonkel, Pauline Smith, Richard Robertson and Dale Cross.
Cat. No. CW69-1/33. Publ. 1977.
No. 34
Canvasback habitat use and production in Saskatchewan parklands by Lawson G. Sugden.
Cat. No. CW69-1/34. Publ. 1978.
No. 35
The diets of muskoxen and Peary caribou on some islands of the Canadian High Arctic by Gerald R. Parker.
Cat. No. CW69-1/35. Publ. 1978.

No. 36
Observations of Mallards in the parkland of Alberta by Michael F. Sorensen.
Cat. No. CW69-1/36. Publ. 1978.
No. 37
The wildlife valuation problem: A critical review of economic approaches by William A. Langford and Donald J. Cocheba.
Cat. No. CW69-1/37. Publ. 1978.
No. 38
Spatial changes in waterfowl habitat, 1964–74, on two land types in the Manitoba Newdale Plain by G.D. Adams and G.G. Gentle.
Cat. No. CW69-1/38. Publ. 1978.
No. 39
Patterns of pelagic distribution of seabirds in western Lancaster Sound and Barrow Strait, Northwest Territories, in August and September 1976 by D.N. Nettleship and A.J. Gaston.
Cat. No. CW69-1/39. Publ. 1978.
No. 40
Responses of Peary caribou and muskoxen to helicopter harassment by Frank L. Miller and Anne Gunn.
Cat. No. CW69-1/40. Publ. 1979.
No. 41
Avian community structure of six forest stands in La Mauricie National Park, Quebec by J.-L. DesGranges. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/41E. Publ. 1979.
No. 42
Population ecology studies of the polar bear in northern Labrador by Ian Stirling and H.P.L. Kiliaan. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/42E. Publ. 1980.
No. 43
Census methods for murres, *Uria* species; a unified approach by T.R. Birkhead and D.N. Nettleship. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/43E. Publ. 1980.
No. 44
Population ecology studies of the polar bear in the area of southeastern Baffin Island by Ian Stirling, Wendy Calvert, and Dennis Andriashek. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/44E. Publ. 1980.
No. 45
Polynyas in the Canadian Arctic by Ian Stirling and Holly Cleator, eds. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/45E. Publ. 1981.
No. 46
The Lesser Snow Geese of the eastern Canadian Arctic by H. Boyd, G.E.J. Smith, and F.G. Cooch. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/46E. Publ. 1982.
No. 47
The distribution and abundance of seals in the eastern Beaufort Sea, 1974–79 by Ian Stirling, Michael Kingsley, and Wendy Calvert. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/47E. Publ. 1982.
No. 48
Foraging behaviour of Peary caribou in response to springtime snow and ice conditions by F.L. Miller, E.J. Edmonds, and A. Gunn. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/48E. Publ. 1982.
No. 49
A review of some important techniques in sampling wildlife by A.R. Sen. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/49E. Publ. 1982.
No. 50
Intensive regulation of duck hunting in North America: its purpose and achievements by Hugh Boyd. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/50E. Publ. 1983.
No. 51
Human dimensions of migratory game-bird hunting in Canada by Shane A.D. Parker and Fern L. Filion. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/51E. Publ. 1984.
No. 52
Components of hunting mortality in ducks by G.S. Hochbaum and C.J. Walters. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/52E. Publ. 1984.
No. 53
The interpretation of aerial surveys for seabirds: some effects of behaviour by A.J. Gaston and G.E.J. Smith. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/53E. Publ. 1984. .
No. 54
Waterfowl studies in Ontario, 1973–81 by S.G. Curtis, D.G. Dennis, and H. Boyd, eds. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/55E. Publ. 1985.
No. 55
The reported kill of ducks and geese in Canada and the USA, 1974–82 by Hugh Boyd. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/55E. Publ. 1985.
No. 56
Population dynamics of the Common Loon *(Gavia immer)* associated with mercury-contaminated waters in northwestern Ontario by J.F. Barr. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/56E. Publ. 1986.
No. 57
The Ring-billed Gull in Ontario: a review of a new problem species by H. Blokpoel and G.D. Tessier. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/57E. Publ. 1986.
No. 58
The birds of the Creston Valley and southeastern British Columbia by R.W. Butler, B.G. Stushnoff, and E. McMackin. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/58E. Publ. 1986.
No. 59
Estimating densities of birds at sea and the proportion in flight from counts made on transects of indefinite width by A.J. Gaston, B.T. Collins and A.W. Diamond. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/59E. Publ. 1987.
No. 60
Waterfowl breeding population surveys, Atlantic Provinces by A.J. Erskine, ed. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/60E. Publ. 1987.
No. 61
A survey of Lesser Snow Geese on Southampton and Baffin Islands, NWT, 1979 by A. Reed, P. Dupuis and G.E.J. Smith. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/61E. Publ. 1987.

D.K. McNicol
B.E. Bendell
R.K. Ross

Environment CANADA Environnement
0021938F VOL ISS 62 1987
EXC # 001
SK 471 C3314
PUBLICATION HORS-SERIE SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE (
DOFF

Étude des effets de l'acidification sur la faune aquatique au Canada : rapports entre la sauvagine et les niveaux trophiques de petits lacs du nord de l'Ontario

Publication hors série
Numéro 62
Service canadien de la faune

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

D.K. McNicol*
B.E. Bendell*
R.K. Ross*

Étude des effets de l'acidification sur la faune aquatique au Canada : rapports entre la sauvagine et les niveaux trophiques de petits lacs du nord de l'Ontario

Publication hors série
Numéro 62
Service canadien de la faune

Also available in English

*SCF (Région de l'Ontario)
1725 Woodward Drive

Publié avec l'autorisation du
Ministre de l'Environnement
Service canadien de la faune

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada, 1987
N° de catalogue : CW69-1/62F
ISBN 0-662-94332-5
ISSN 0576-6370

Table des matières

8 Remerciements

9 **Résumé**

11 **Avant-propos**

12 **Introduction**

14 **Dépôts acides en Ontario**

16 **Cadre de l'étude**

17 **Régions à l'étude**

17 1. Description de la région du lac Ranger

18 2. Description de la région de Wanapitei

18 2.1. Dépôts atmosphériques et acidification des lacs

19 2.2. Géomorphologie et hydrologie

20 **Méthodes**

20 1. Élaboration et calendrier des relevés aériens

20 1.1. Relevés systématiques

20 1.2. Relevés sélectifs

21 1.3. Description de l'habitat

21 1.4. Méthode sur le terrain

21 1.5. Calendrier

21 1.6. Analyse des données

22 2. Limnologie, utilisation de la sauvagine et études trophiques

22 2.1. Études pilotes (1980–1982)

22 2.2. Qualité de l'eau

22 2.3. Description de l'habitat

23 2.4. Échantillonnage des ménés

23 2.5. Échantillonnage des invertébrés aquatiques

23 2.6. Relevés de la sauvagine

24 **Résultats et analyse**

24 1. Répartition de la sauvagine reproductrice dans le nord-est de l'Ontario

24 1.1. Profils généraux

26 1.2. Variabilité temporelle de l'abondance de la sauvagine

26 1.3. Répartition de la sauvagine dans les régions à l'étude

27 2. Description des milieux lacustres

27 2.1. Analyse factorielle

30 2.2. Géochimie et vulnérabilité de la roche en place

36 2.3. Acidité organique des eaux de surface

37 3. Réaction biologique à l'acidification des lacs

37 3.1. Structure des communautés de poissons

39 3.2. Structure des communautés de poissons et acidification des lacs

42 3.3. Macroinvertébrés et acidification des lacs

45 3.4. Caractéristiques des lacs et sélection de l'habitat par la sauvagine

51 **Conclusions**

51 1. Population de sauvagine dans le nord-est de l'Ontario

52 2. Profils de l'acidification des lacs

52 3. Test d'hypothèse

55 **Annexes**

74 **Ouvrages cités**

Liste des tableaux

20 Tableau 1. Calendrier de la couverture des blocs du relevé systématique

22 Tableau 2. Paramètres de la morphométrie des lacs utilisés dans la sélection des lacs à l'étude, exprimés sous forme de médianes (étendue entre parenthèses)

24 Tableau 3. Densités de reproduction de la sauvagine dans les huit blocs relevés dans le nord-est de l'Ontario, exprimées sous forme de densité moyenne et d'écart-type des couples indiqués aux 100 km^2

26 Tableau 4. Comparaison par année des résultats des relevés de la sauvagine provenant de trois blocs dans le nord-est de l'Ontario, exprimée sous forme de densité moyenne de couples indiqués aux 100 km^2

26 Tableau 5. Comparaison de quatre années de relevés de la sauvagine dans 43 parcelles dans la région du lac Ranger, exprimée sous forme de densité moyenne de couples indiqués aux 100 km^2

28 Tableau 6. Résumé des statistiques de 31 paramètres chimiques et physiques des lacs échantillonnés dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei en 1983, selon les groupes de vulnérabilité de la roche en place

29 Tableau 7*a*. Résultats de l'analyse des principaux facteurs de 123 lacs dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei

29 Tableau 7*b*. Résultats de l'analyse des principaux facteurs de 54 lacs dans la région à l'étude de Wanapitei

30 Tableau 7*c*. Résultats de l'analyse des principaux facteurs de 69 lacs dans la région à l'étude du lac Ranger

31 Tableau 8. Comparaison des teneurs moyennes en éléments nutritifs et des rapports des éléments nutritifs dans les lacs à l'étude, notamment les lacs de l'étude environnementale de Sudbury, en fonction des groupes de vulnérabilité de la roche en place

34 Tableau 9. Comparaison des concentrations moyennes et composition exprimée en pourcentage des ions principaux en fonction des groupes de vulnérabilité de la roche en place

35 Tableau 10. Comparaison des teneurs moyennes en métaux traces dans les lacs à l'étude

38 Tableau 11. Nombre et pourcentage des lacs occupés par les espèces et les familles de poissons non gibier dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei

38 Tableau 12. Nombre d'observations de chaque espèce de cyprinidés dans les 58 lacs de la région à l'étude du lac Ranger, proportion des observations avec (d'autres) espèces fluviatiles, proportion prévue si les observations étaient aléatoires par rapport à (d'autres) espèces fluviatiles et tests du khi carré de l'indépendance de la présence de chaque espèce par rapport aux (autres) espèces fluviatiles

40 Tableau 13. Différences entre le nombre moyen d'observations des principaux types d'ensembles de poissons et les cotes de chaque facteur dans les deux régions à l'étude combinées, testées à l'aide des méthodes dérivées du test *t* de Student

42 Tableau 14. Présence des principaux taxons d'insectes dans les échantillons par balayage au filet prélevés dans 18 lacs dans la région à l'étude du lac Ranger

43 Tableau 15. Présence des principaux taxons d'insectes dans les échantillons par balayage au filet prélevés dans 18 lacs dans la région à l'étude de Wanapitei

46 Tableau 16. Différences au niveau du nombre et du pourcentage des lacs occupés par sept espèces de sauvagine et des groupes taxonomiques combinés dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, exprimées sous forme de couples nicheurs indiqués, d'observations combinées d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage, et d'observations de nichées seules, vérifiées à l'aide du test du khi carré de l'indépendance ou du test de probabilité exacte de Fisher

46 Tableau 17. Nombre et pourcentage des lacs occupés par des couples nicheurs indiqués et des nichées de sept espèces de sauvagine et les groupes taxonomiques combinés dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, et rapports nichées/occupation des couples nicheurs indiqués

47 Tableau 18. Différences entre le nombre moyen d'observations de couples nicheurs indiqués (i) au cours de la période de construction des nids et (ii) observations combinées d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage, et cotes de chaque facteur pour sept espèces de sauvagine et les groupes taxonomiques combinés dans les deux régions à l'étude, vérifiées selon les méthodes dérivées du test *t* de Student

49 Tableau 19. Rapports entre la répartition des diverses espèces de sauvagine, facteurs environnementaux et présence de poissons dans les deux régions à l'étude combinées, étudiés à l'aide d'un processus de sélection à variables échelonnées

57 Tableau I. Éléments des études pilotes faites dans la région du lac Ranger entre 1980 et 1982

57 Tableau II. Différences des paramètres chimiques sélectionnés entre les échantillons d'eau de surface (0 – 1 m) et en profondeur (> 1 m) prélevés dans 14 lacs de la région du lac Ranger au cours de la période de ruissellement printanier en 1981, mesurées à l'aide de tests *t* couplés

59 Tableau III. Comparaison des paramètres chimiques et physiques de 36 lacs échantillonnés dans la région du lac Ranger en 1981, en fonction des types d'ensembles de poissons

61 Tableau IV. Présence de taxons d'invertébrés aquatiques dans les échantillons prélevés par balayage au filet dans 10 lacs de la région du lac Ranger en 1981, enregistrée sous forme de cotes de 20 échantillons pour chaque lac

62 Tableau V. Présence de taxons d'invertébrés aquatiques dans les échantillons de drague Ekman prélevés dans 10 lacs de la région du lac Ranger en 1981, enregistrée sous forme de cotes provenant de 30 échantillons dans chaque lac

63 Tableau VI. Présence de taxons d'invertébrés aquatiques recueillis dans les pièges à émergence individuelle dans 10 lacs de la région du lac Ranger au cours de la période du 23-25 juin au 22-27 juillet 1981

64 Tableau VII. Plantes vasculaires aquatiques dans 34 lacs de la région du lac Ranger en 1981, comptées dans 10 échantillons de quadrats littoraux

65 Tableau VIII. Présence et abondance relative (pourcentage de couverture moyenne) des plantes vasculaires à feuilles flottantes et des plantes vasculaires submergées dans 34 lacs de la région du lac Ranger en 1981

Liste des figures

12 Figure 1. Diagramme illustrant la chaîne possible des effets de l'acidification des eaux de surface et la réaction biologique à cette acidification

13 Figure 2. Diagramme illustrant la complexité des paramètres du choix de l'habitat qui influent sur le taux de réussite de la reproduction de la sauvagine

15 Figure 3. Cartes de l'Ontario illustrant : a) le pH annuel moyen pondéré en fonction de la quantité des précipitations en 1980; b) le dépôt annuel moyen humide de sulfate indiquant les limites du Bouclier précambrien et les zones géologiquement vulnérables qui contiennent des eaux de surface qui risquent d'être acidifiées; c) le pourcentage des lacs et des cours d'eau d'une alcalinité moyenne à faible par comté ou district et d) la densité de petits lacs par unité secondaire de bassin hydrographique

17 Figure 4. Carte du nord-est de l'Ontario indiquant l'emplacement des huit blocs du relevé systématique et du bloc spécial du lac Ranger, des régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, et du bassin hydrographique calibré des lacs Turkey

18 Figure 5. Carte de la région à l'étude de Wanapitei indiquant la limite des 12 townships recensés dans les relevés sélectifs, l'emplacement et la classe pH des lacs à l'étude par rapport aux groupes de vulnérabilité de la roche en place

25 Figure 6. Densités de reproduction de huit espèces communes de sauvagine et des groupes taxonomiques combinés dans les huit blocs recensés dans le nord-est de l'Ontario, exprimées en densité moyenne de couples indiqués aux 100 km^2

25 Figure 7. Dendrogramme produit par TWINSPAN illustrant les principales associations des espèces de sauvagine à partir des relevés systématiques faits dans les huit blocs du nord-est de l'Ontario, et décrivant la position relative de chacune quant au nombre de couples indiqués se reproduisant dans les régions géologiquement vulnérables, recevant des dépôts humides de sulfate supérieurs à 10 $kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$

27 Figure 8. Densités de reproduction de six espèces communes de sauvagine dans les lacs de diverses classes de superficie dans les deux régions à l'étude combinées, exprimées en nombre de couples indiqués par kilomètre de rivage

27 Figure 9. Diagramme illustrant les résultats de l'analyse factorielle principale de l'ensemble de données combinées du lac Ranger et de Wanapitei

30 Figure 10. Comparaisons entre les groupes de vulnérabilité de la roche en place pour chacun des quatre facteurs, illustrées par des intervalles de confiance de 95 % des cotes factorielles moyennes

32 Figure 11. Comparaisons entre les répartitions du pH des lacs dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei

32 Figure 12. Rapports linéaires entre la composition exprimée en pourcentage des anions bicarbonate c/anions sulfate en excédent dans des nappes d'eau douce polluée et non polluée de l'est de l'Amérique du Nord et entre les groupes comparatifs de vulnérabilité de la roche en place dans la présente étude

33 Figure 13. Régressions des moindres carrés entre l'alcalinité et la somme des teneurs en calcium et en magnésium pour les groupes de vulnérabilité de la roche en place

35 Figure 14. Rapport entre le pH des lacs et les teneurs en aluminium total par groupe de vulnérabilité de la roche en place

36 Figure 15. Comparaisons entre les répartitions de la couleur de l'eau dans les échantillons d'eau littorale prélevés dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei vers le milieu de l'été 1984

37 Figure 16. Composition exprimée en pourcentage et concentrations des ions principaux par groupe de vulnérabilité de la roche en place et comparaisons entre les deux estimations des concentrations d'anions organiques

39 Figure 17. Étendue et intervalles de confiance de 95 % du pH moyen des lacs pour les principaux types d'ensembles de poissons dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei

40 Figure 18. Répartition des observations de chaque espèce de poissons par rapport au pH des lacs dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei

41 Figure 19. Profils d'association entre les principaux types d'ensembles de poissons dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, tels que décrits par leurs cotes moyennes de trois facteurs environnementaux

41 Figure 20. Logarithme moyen de la superficie du bassin hydrographique pour chaque taxon principal de cyprinidés dans la région à l'étude du lac Ranger par rapport à la moyenne globale

43 Figure 21. pH des lacs c/cotes de l'analyse de correspondance du premier axe (DECORANA) calculées en fonction des données présence/absence de 31 taxons d'insectes dans les lacs avec ou sans poisson de la région à l'étude du lac Ranger

43 Figure 22. pH des lacs c/cotes de l'analyse de correspondance du premier axe (DECORANA) calculées en fonction des données présence/absence de 27 taxons d'insectes dans les lacs avec ou sans poisson de la région à l'étude de Wanapitei

44 Figure 23. Cotes de l'analyse de correspondance du premier axe (DECORANA) calculées en fonction des données présence/absence de 37 taxons d'insectes dans les lacs des régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei

44 Figure 24. Logarithme de l'abondance (*a*) de tous les insectes aquatiques, *b*) du necton, et *c*) des Géridés dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei

48 Figure 25. Comparaisons entre les cotes moyennes des trois facteurs environnementaux pour les observations de couples nicheurs indiqués et d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage pour six espèces de sauvagine dans les deux régions à l'étude combinées

48 Figure 26. Comparaisons entre les observations d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage dans les deux régions à l'étude combinées, par rapport à la présence de poissons

49 Figure 27. Profils d'association dans les deux régions à l'étude combinées entre les cotes moyennes des trois facteurs environnementaux pour les observations d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage et les principaux types d'ensembles de poissons

50 Figure 28. Rapports d'occupation des nichées/couples nicheurs indiqués pour trois principaux groupes de sauvagine dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei

57 Figure I. Fréquence des observations de lacs dans les régions à l'étude VIXEN et GONG en 1981, par classe de superficie et d'alcalinité

58 Figure II. Comparaison entre les différences saisonnières et spatiales dans le pH moyen des lacs, la conductivité et l'alcalinité des échantillons prélevés dans les régions à l'étude VIXEN et GONG en 1980 et 1981

58 Figure III. Répartition, abondance relative et classes d'ensembles de huit espèces communes et six espèces non communes de poissons dans 28 lacs de la région du lac Ranger en 1981

59 Figure IV. Dendrogramme d'ensemble sur les valeurs de dissimilitude de distance moyenne, à l'aide de la méthode d'agglomération de Ward, pour les taxons d'insectes aquatiques dans les échantillons prélevés par balayage au filet dans six lacs avec poissons et quatre lacs sans poisson, dans la région du lac Ranger en 1981

60 Figure V. Rapport entre le nombre d'espèces de poissons et le nombre et le logarithme de l'abondance de taxons d'invertébrés aquatiques dans les échantillons prélevés par balayage au filet, dans 10 lacs de la région du lac Ranger en 1981

60 Figure VI. Rapport entre le nombre d'espèces de poissons et le nombre de taxons de plantes vasculaires aquatiques dans 34 lacs échantillonnés dans la région du lac Ranger en 1981 en fonction des types d'ensembles de poissons

60 Figure VII. Comparaison pour les lacs avec ou sans poisson entre les estimations de couples nicheurs indiqués, les observations d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage et les observations de nichées seules pour les lacs visités dans la région du lac Ranger en 1981

Liste des annexes

55 Annexe 1. Vulnérabilité de la roche en place et des sols dérivés aux précipitations acides dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei

56 Annexe 2. Résumé des dénombrements et des mesures des lacs par unité de bassin hydrographique et catégorie de superficie des principaux bassins hydrographiques recensées dans le cadre de la présente étude

56 Annexe 3. Résumé des méthodes d'échantillonnage et des résultats des études pilotes faites dans la région du lac Ranger entre 1980 et 1982

56 1. Méthodes

56 1.1. Bathymétrie des lacs

56 1.2. Qualité de l'eau

56 1.3. Échantillonnage Ekman

56 1.4. Échantillonnage par piège à émergence

56 1.5. Végétation du rivage

56 1.6. Relevés de la sauvagine

57 2. Résultats

57 2.1. Physiographie lacustre et qualité de l'eau

57 2.2. Études biologiques

57 2.2.1. Échantillonnage des pièges à méné

58 2.2.2. Échantillonnage des invertébrés aquatiques

58 2.2.3. Végétation littorale

59 2.2.4. Relevés de la sauvagine

66 Annexe 4. Résumé des méthodes et de l'équipement principal utilisés pour les dosages chimiques de l'eau

67 Annexe 5. Liste annotée des espèces de sauvagine dans la région à l'étude

68 Annexe 6a-f. Fréquences d'occupation des couples nicheurs indiqués pour (a) le Huart à collier, (b) le Canard malard et le Canard noir combinés, (c) le Morillon à collier, (d) le Garrot commun, (e) le Becscie couronné, et (f) le Grand Bec-scie dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, selon les paramètres d'habitat choisis

71 Annexe 7. Composition chimique des eaux douces dans des régions non polluées et polluées de la Scandinavie et de l'est de l'Amérique du Nord, comprenant des évaluations médianes provenant de la présente étude, selon les groupes de vulnérabilité de la roche en place

72 Annexe 8. Principales espèces de poissons et nombre de poissons pris dans la région du lac Ranger au cours de l'été 1983 avec des pièges à méné en filet métallique

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier les ministères des Richesses naturelles et de l'Environnement de l'Ontario et le personnel du Centre de foresterie des Grands Lacs — Transport à grande distance des polluants atmosphériques (TGDPA) — de leur participation, et en particulier Don Kurylo. Il faut souligner la participation de nombreux étudiants d'été, d'assistants contractuels et d'employés nommés pour une période indéterminée pour les travaux sur le terrain, en laboratoire et en informatique. Brian Collins a guidé les travaux statistiques. Peter Blancher a collaboré à l'analyse des données, et Don Fillman et Sharon Bradford ont participé respectivement à la préparation des figures et à la dactylographie. Pour la rédaction du manuscrit, les conseils de Hugh Boyd et Dan Welsh ont été particulièrement utiles. Nous tenons à remercier Peter Blancher, Hugh Boyd, Jean-Luc DesGranges, Kathy Fischer, Joe Kerekes et David Peakall de leurs commentaires utiles, et Jerry Longcore de sa révision du manuscrit. Ce travail a été financé en partie par le programme fédéral TGDPA.

Résumé

Le présent document étudie les effets sur la sauvagine des changements écologiques subis par les écosystèmes aquatiques à la suite des précipitations acides. La répartition, la densité et les habitats préférés de la sauvagine ont été étudiés dans presque toute la partie nord-est et centrale de l'Ontario à l'aide de dénombrements aériens de couples nicheurs indiqués. Le nombre d'oiseaux aquatiques se reproduisant dans des zones vulnérables aux précipitations acides a été évalué à 105 000 paires. Les densités de reproduction étaient relativement faibles (environ un couple nicheur indiqué au kilomètre carré), et aucune tendance démographique significative n'a été signalée depuis 1980. Les espèces boréales, dont le Garrot commun (*Bucephala clangula*), le Bec-scie couronné (*Lophodytes cucullatus*), le Morillon à collier (*Aythya collaris*) et le Canard noir (*Anas rubripes*), se reproduisent généralement sur les petits lacs, les zones inondées par les barrages de castors et les zones humides les plus vulnérables à l'acidification, tandis que le Huart à collier (*Gavia immer*) et le Grand Bec-scie (*Mergus merganser*) le font dans les lacs et les cours d'eau importants. Les canards de surface dont le Canard huppé (*Aix sponsa*), la Sarcelle à ailes bleues (*Anas discors*), la Sarcelle à ailes vertes (*Anas crecca*) et le Canard malard (*Anas platyrhynchos*) fréquentent des zones humides bien tamponnées souvent associées aux terres agricoles.

En 1983, les rapports trophiques de 123 petits lacs d'amont à différents stades d'acidification ont été étudiés. Les données sur la qualité de l'eau, la composition des communautés de poissons et de macroinvertébrés et celles sur la productivité de la sauvagine ont été recueillies dans une zone vulnérable aux précipitations acides qui reçoit des quantités moyennes de polluants atmosphériques (lac Ranger) et dans une zone fortement touchée par la pollution acide (Wanapitei) dans le nord-est de l'Ontario. Cette dernière région reçoit une plus grande quantité de dépôts acides à cause des processus de transport à longue distance et des fonderies de la ville voisine, Sudbury, en Ontario.

L'analyse factorielle a réparti les milieux lacustres en catégories selon quatre principales sources de variations, soit les axes de l'acidité (retombées atmosphériques), de la force ionique (capacité tampon), de l'eutrophisation (productivité des zones humides) et de la morphométrie lacustre. La lithologie de la roche en place explique la plupart des variations observées sur les axes de l'acidité et de la force ionique et est fonction de l'équilibre entre les apports d'acides minéraux (SO_4^{2-}) et la capacité de neutralisation (HCO_3^-, Ca^{2+} et Mg^{2+}). Les acides organiques faibles n'augmentent pas significativement l'acidité des lacs d'amont étudiés. Les apports continuels en acides minéraux dans des lacs vulnérables de la région du lac Ranger abaisseront davantage le pH annuel moyen et entraîneront des baisses du pH dans les lacs peu profonds au cours de la fonte des neiges au printemps.

L'acidification des lacs à l'étude dans le nord-est de l'Ontario a modifié la disponibilité de ressources alimentaires de nombreux anatidés. Un nombre accru de lacs sans poissons dans la zone agressée par la pollution acide a été corrélé à l'acidité des lacs. L'abondance des espèces de petits poissons non gibier était principalement fonction de l'acidité du lac bien que certains paramètres physiques comme la morphométrie du lac et du bassin hydrographique influencent également la composition des espèces de poissons, principalement chez les cyprinidés. Les deux espèces d'oiseaux piscivores étudiées (le Huart à collier et le Grand Bec-scie) fréquentaient de grands lacs à grand bassin hydrographique. Le nombre de nichées produites par rapport au nombre de couples nicheurs indiqués était plus faible dans la zone agressée par la pollution acide que dans la zone non polluée. Ces deux espèces sont très menacées par l'acidification étant donné les effets de cette dernière sur le poisson.

Lorsqu'il n'y avait pas de poisson dans les lacs acidifiés ou non acidifiés, les grands macroinvertébrés mobiles comme les Notonectidés, les Corisidés, *Graphoderus liberus* (Dytiscidés) et *Chaoborus americanus* (Chaoboridés), étaient abondants. Les oiseaux insectivores comme le Garrot commun et le Bec-scie couronné préfèrent les lacs sans poisson, conséquence probable de la compétition réduite de ces oiseaux avec le poisson pour leur proie commune, les insectes. Les oiseaux omnivores comme le Morillon à collier et le Canard noir ne montrent aucune préférence pour les lacs acidifiés ou les lacs sans poisson mais préfèrent les zones humides peu profondes riches en éléments nutritifs. D'autres recherches sont en cours pour déterminer si l'acidité finit par limiter l'abondance des proies invertébrées de la sauvagine non piscivore.

Avant-propos

Le présent rapport contient les résultats de recherches effectuées dans le cadre du programme fédéral sur le TGDPA (transport à grande distance des polluants atmosphériques), auquel participent les ministères suivants : Agriculture Canada, Pêches et Océans Canada, Énergie, Mines et Ressources Canada, Santé et Bien-être social Canada, et Environnement Canada. Au sein d'Environnement Canada même, divers aspects du problème sont étudiés par le Service de l'environnement atmosphérique, la Direction générale des Eaux intérieures et des Terres et le Service canadien de la faune (SCF).

Les recherches du SCF, amorcées en 1980, visaient à évaluer l'impact des dépôts acides sur la faune et ses habitats dans l'est du Canada. Les résultats de la première phase de ce programme de recherche sont exposés dans le présent document et dans d'autres publications hors série à paraître ultérieurement.

Un des grands objectifs des travaux du SCF consistait à comparer, dans des habitats vulnérables situés en tête de bassin et subissant différentes charges acides, des données sur l'écologie de reproduction et d'alimentation des oiseaux. Le premier document porte sur la sauvagine et ses chaînes trophiques en Ontario, et le second fera état d'inventaires de communautés aviennes d'eau douce au Québec, ainsi que d'études phytoécologiques sur l'acidification de leurs habitats.

Parmi les autres grands domaines d'étude, mentionnons l'influence du dépôt atmosphérique et de l'acidification à grande distance sur l'ingestion de métaux par les organismes-proies et la toxicité pour les oiseaux aquatiques de l'exposition aux métaux en faibles concentrations. Les retombées atmosphériques peuvent modifier les quantités de métaux lourds assimilables dans le milieu récepteur, soit par un apport direct de ces métaux ou, sous l'effet de l'accroissement de l'acidité, par mobilisation des métaux présents dans les sols et les sédiments. Une autre publication hors série présentera les résultats préliminaires de recherches effectuées au Centre national de recherche sur la faune concernant le devenir des métaux lourds dans les chaînes trophiques de la sauvagine, ainsi que d'études menées en laboratoire, en conditions contrôlées, sur les effets de l'ingestion de métaux lourds sur la reproductivité des oiseaux.

L'ensemble de ces documents offrira un tableau général de la première phase du programme de recherche du SCF concernant le TGDPA. Cette première phase avait pour objectif de déterminer les espèces et les habitats les plus vulnérables à l'acidification. Quant aux études actuellement en cours, elles visent: à préciser la relation de causalité entre l'acidification et les changements biologiques, principalement chez les communautés aviennes; à jeter les bases d'un programme de bio-monitorage pour suivre les changements qui devraient accompagner la réduction de la charge maximale admissible (en 1994, 50 % des quantités de 1980); à évaluer à quel point ce dernier objectif assure la protection des biotes aquatiques.

Les études interdisciplinaires en bassins jaugés occupent une place importante dans le programme de recherche sur le TGDPA. Le SCF joue un rôle de premier plan dans l'étude du bassin jaugé de Kejimkujik en menant des études dans le Canada atlantique sur les rejets de substances nutritives dans les eaux acidifiées du bassin de Kejimkujik et sur les caractéristiques limnologiques de ces eaux.

On peut trouver le résultat de ces études et d'autres études du SCF sur l'acidification dans le *Rapport final du Groupe de travail 1 sur l'évaluation des impacts du Mémorandum déclaratif d'intention entre les États-Unis et le Canada* (1983); dans les actes (en deux volumes) du Symposium international sur les précipitations acides tenu à Muskoka (Ontario) en 1985, colligés par H. Martin et formant le volume 30 de *Water, Air and Soil Pollution* (1986); et dans les actes de l'Atelier international sur l'étude des oiseaux comme bio-indicateurs, tenu à Kingston (Ontario) en 1986, publiés dans *The uses of birds* par A.W. Diamond et F.L. Filion dans la série des publications techniques du Conseil international pour la préservation des oiseaux (Cambridge, R.-U., 1987).

D.B. Peakall
Conseiller scientifique, Programme TGDPA
Service canadien de la faune

A.W. Diamond
Coordonnateur, Programme TGDPA
Service canadien de la faune

Introduction

Les précipitations acides sont devenues une grave menace environnementale pour les écosystèmes aquatiques et terrestres dans l'est de l'Amérique du Nord, en Scandinavie et dans d'autres parties de l'Europe (Mémorandum d'intention, 1983). Le dépôt de polluants atmosphériques comme le soufre et les oxydes nitreux et leur interaction avec les processus hydrologiques et pédologiques dans les bassins hydrographiques peuvent entraîner des changements importants dans la chimie des eaux de surface (lacs et cours d'eau), notamment une diminution du pH, une augmentation des concentrations des métaux traces et une modification des rapports entre les cations basiques, les anions organiques et les éléments nutritifs, comme l'indique la figure 1. Ces changements chimiques ont été reliés à des changements biologiques (Dillon *et al.*, 1984; Kelso *et al.*, 1986*a*), dont le taux de mortalité du biote (Nyholm, 1981; Magnuson *et al.*, 1984; Campbell et Stokes, 1985) et la détérioration de la qualité de l'habitat qui ont souvent comme résultat une diminution de la reproduction, une réduction de la croissance et une détérioration des conditions de vie des adultes et des jeunes, ou encore des changements de comportement (Nyholm et Myhrberg, 1977; Ormerod *et al.*, 1985). Tous ces changements peuvent modifier la composition et l'abondance de plusieurs niveaux de la chaîne alimentaire et avoir une influence sur les interactions prédateurs-proies (Eriksson *et al.*, 1980; Haines, 1981) (fig. 1).

Malgré les preuves reliant les précipitations acides à la détérioration du biote aquatique, notamment le poisson (Beamish et Harvey, 1972; Beamish, 1974; Shofield, 1976; Magnuson *et al.*, 1984), les invertébrés aquatiques (Weiderholm et Eriksson, 1977; Campbell et Stokes, 1985; Stephenson et Mackie, 1986) et les amphibiens (Pough et Wilson, 1977; Clark et LaZerte, 1985; Freda et Dunson, 1985), on ne connaît pas très bien les effets de l'acidification sur les organismes qui ne sont pas entièrement aquatiques (Clark et Fischer, 1981). Étant donné sa dépendance vis-à-vis le milieu aquatique en ce qui a trait à l'emplacement des nids, à la protection et à l'alimentation des jeunes, la sauvagine peut être gravement touchée par les précipitations acides (Haines et Hunter, 1982; Eriksson, 1984) (fig. 2). La perte et la détérioration de l'habitat aquatique peuvent avoir de graves répercussions sur l'avenir des ressources en sauvagine dans l'est de l'Amérique du Nord. Les habitats anciennement protégés de la sauvagine dans les forêts de l'est du Canada sont maintenant menacés par les aménagements hydroélectriques et de loisirs, certaines pratiques forestières, ainsi que par la pollution par les effluents industriels et les contaminants atmosphériques (Plan nord-américain de gestion

Figure 1
Diagramme illustrant la chaîne possible des effets de l'acidification des eaux de surface et la réaction biologique à cette acidification

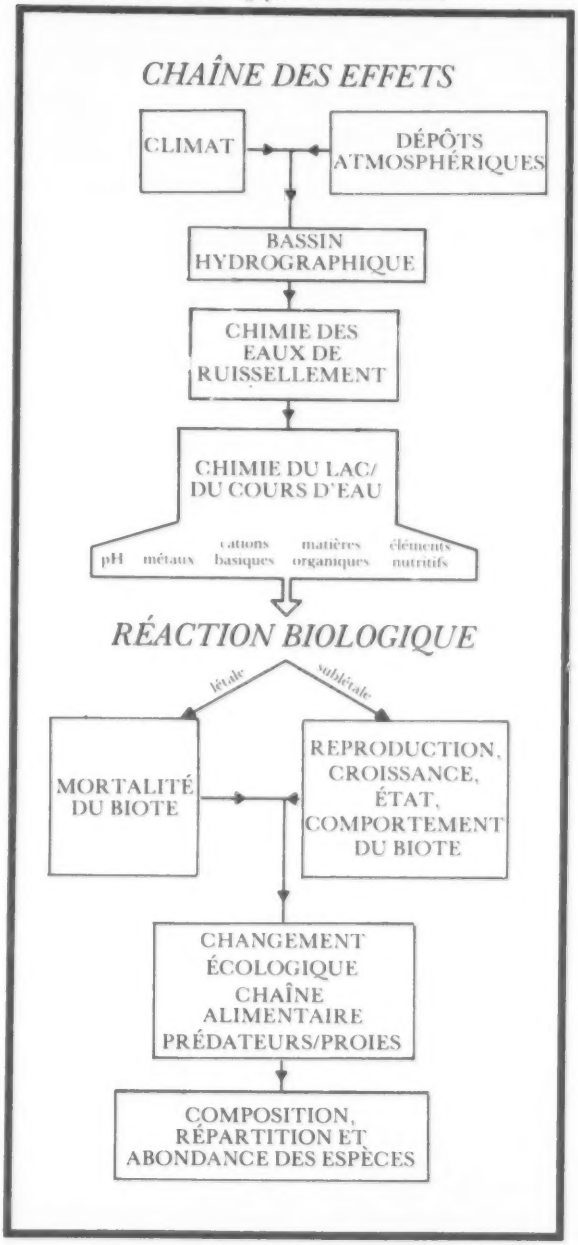
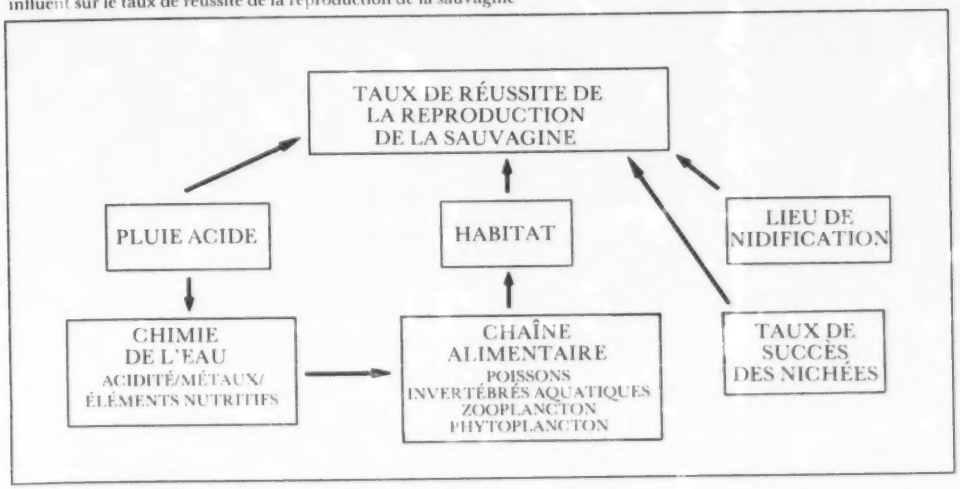


Figure 2
Diagramme illustrant la complexité des paramètres du choix de l'habitat qui influent sur le taux de réussite de la reproduction de la sauvagine



de la sauvagine, 1986). La préoccupation engendrée par la menace possible à la ressource que constitue la sauvagine a poussé le bureau du Service canadien de la faune de la région de l'Ontario à entreprendre des études afin de connaître les effets des précipitations acides sur la reproduction des populations de sauvagine dans le nord-est de l'Ontario. Ces études ont été conçues dans le but de fournir une base de comparaison pour les rapports entre la reproduction de la sauvagine et la chaîne alimentaire pour les régions touchées à différents degrés par les dépôts acides, mais ayant des répartitions et des densités semblables en sauvagine.

La sauvagine, notamment le Huart à collier (*Gavia immer*) de cette étude, a été identifiée comme étant une espèce particulièrement vulnérable à l'acidification du milieu aquatique pour les raisons suivantes :

(1) Ces oiseaux dépendent grandement du milieu aquatique et de l'habitat riparien à la fois pour leur habitudes d'alimentation et de nidification, pour s'abriter et pour l'élevage des petits.

(2) Les femelles de certaines espèces doivent se procurer la plupart de leurs ressources pour la production d'œufs près des terrains de nidification et elles ne transportent pas de réserves de matières grasses suffisantes acquises dans les zones d'hivernage ou de halte.

(3) Les jeunes, qui sont précoces, doivent chercher leur nourriture dans le voisinage immédiat du nid car les adultes ne leur apportent pas de nourriture.

(4) Étant relativement gros, ces oiseaux ont besoin d'une plus grande concentration de ressources alimentaires, et leur tolérance à la diminution de celles-ci est donc plus faible.

L'acidité accrue ainsi que des concentrations élevées de métaux traces peuvent provoquer des changements dans les rapports prédateurs-proies à l'intérieur de la chaîne alimentaire aquatique qui, avec des effets toxicologiques directs, pourraient limiter la disponibilité, l'abondance et la qualité des aliments nécessaires à la sauvagine (Eriksson *et al.*, 1980, 1986; Haines et Hunter, 1982). L'acidité accrue a été reliée aux ressources alimentaires réduites pour certaines espèces de sauvagine (DesGranges et Darveau, 1985; McAuley, 1986; DesGranges et Rodrigue, 1987), d'autres oiseaux aquatiques en Suède (Nilsson et Nilsson, 1978) et des plongeurs (*Cinclus cinclus*) dans le pays de Galles (Ormerod *et al.*, 1985, 1986).

Dépôts acides en Ontario

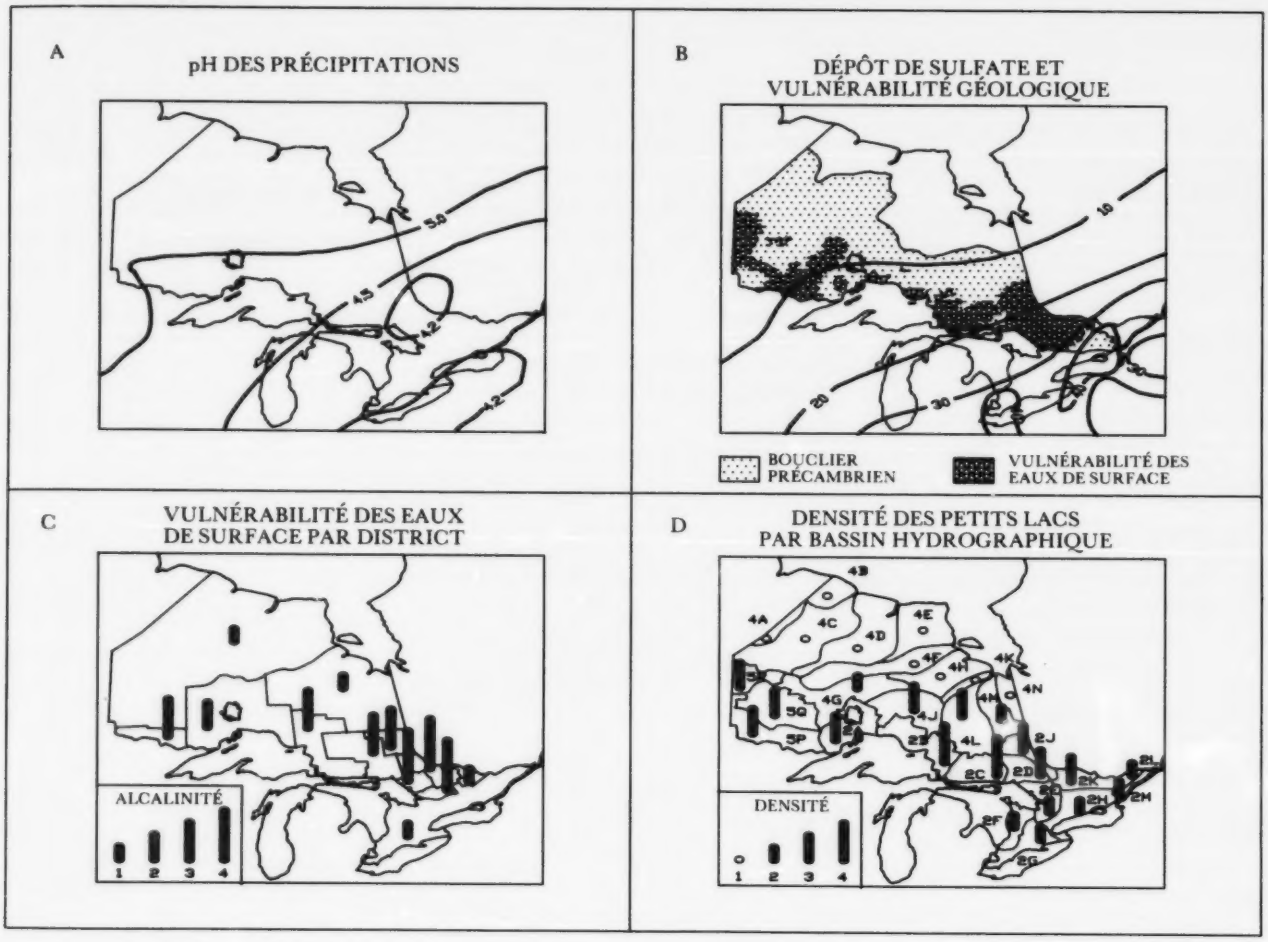
Plus de 700 000 lacs dans l'Est canadien reçoivent des précipitations acides supérieures aux teneurs de base; plus des deux tiers de cette région lacustre se trouvent en Ontario (Kelso *et al.*, 1986*a*). La majeure partie des régions du nord-est, du centre et du sud de l'Ontario reçoivent d'importantes précipitations acides dont le pH annuel moyen est inférieur à 4,5 (Mémorandum d'intention, 1983) (fig. 3*a*). La région métropolitaine de Sudbury et le corridor de la vallée du cours inférieur des Grands Lacs et du Saint-Laurent reçoivent de fortes précipitations acides dont le pH annuel moyen est inférieur à 4,2. Le sulfate est l'anion dominant des précipitations et contribue grandement à l'acidification à long terme des eaux de surface. Les dépôts humides annuels de sulfate sont supérieurs à 20 $kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$ pour la majeure partie du nord-est et du sud de l'Ontario, des régions du sud-ouest de l'Ontario recevant plus de 40 $kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$ (Mémorandum d'intention, 1983) (fig. 3*b*).

L'importance de l'acidification des eaux de surface dans une région touchée par les précipitations acides dépend de plusieurs facteurs, notamment de l'altitude (Verry, 1981), et du rapport superficie du bassin hydrographique des lacs/superficie des lacs (Dillon *et al.*, 1978), des caractéristiques hydrologiques du terrain (Hendry *et al.*, 1980; Eilers *et al.*, 1983) et du type de végétation et des pratiques de gestion de l'utilisation des terres. Le facteur le plus important est cependant la géochimie du bassin hydrographique (Kramer, 1976; Kaplan *et al.*, 1981; Brousseau *et al.*, 1985). Bien que le sud de l'Ontario (au sud du 45^{e} parallèle de latitude N) reçoive de fortes teneurs de dépôts acides, les lacs sont bien tamponnés contre les effets néfastes des précipitations acides par la roche en place constituée de calcaire dont la capacité de neutralisation de l'acide est presque infinie. Cependant, la majeure partie du nord-est et du centre de l'Ontario recouvre une assise rocheuse vulnérable du précambrien couverte d'une mince couche de moraine glaciaire (fig. 3*b*). Les cours d'eau, les rivières et les lacs dans des régions comme Muskoka, Haliburton, le détroit de Parry et le Parc Algonquin ainsi que dans certaines parties des districts de Manitoulin, Sudbury, Timiskaming et Algoma reçoivent des charges atmosphériques plusieurs fois supérieures à celles que l'on retrouve dans les régions plus au nord et à l'ouest de la province; de plus, ils ont une très faible capacité de neutralisation des précipitations acides, c'est pourquoi l'alcalinité et le pH sont plus portés à baisser dans ces régions.

Minns (1981) estime que plus de 300 000 ha, soit environ 11 400 lacs, font partie des catégories à risques moyens à élevés. Près de 60 % des 5 341 lacs visités récemment en Ontario (ministère de l'Environnement, 1985) avaient une faible capacité de neutralisation de l'acide (définie comme une alcalinité $< 200\ \mu eq \cdot L^{-1}$), et peuvent être considérés comme étant modérément à très vulnérables aux précipitations acides (fig. 3*c*). La plupart des lacs gravement atteints se trouvent dans les zones associées aux industries minières et aux fonderies près de Sudbury.

Les ressources aquatiques de la partie amont des bassins hydrographiques et les petites nappes d'eau encaissées sont parmi les plus vulnérables (Haines, 1981). Les réseaux de cours d'eau d'amont peuvent s'acidifier plus rapidement que les grands lacs étant donné que leur chimie ionique est régie à un plus grand degré par la chimie des précipitations et la composition hydrogéochimique du bassin hydrographique (Eilers *et al.*, 1983). Sur le Bouclier précambrien, il y a de nombreux petits lacs d'amont qui constituent une partie importante de l'habitat aquatique utilisé par la sauvagine. Les petits lacs ($< 9{,}9$ ha) sont particulièrement abondants dans les bassins hydrographiques géologiquement vulnérables du nord-est et du centre de l'Ontario (Cox, 1978) (fig. 3*d*).

Figure 3
Cartes de l'Ontario illustrant : a) le pH annuel moyen pondéré en fonction de la quantité des précipitations en 1980 (d'après Mémorandum d'intention 1983); b) le dépôt annuel moyen humide de sulfate ($kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) (d'après Mémorandum d'intention 1983) indiquant les limites du Bouclier précambrien et les zones géologiquement vulnérables qui contiennent des eaux de surface qui risquent d'être acidifiées (du Conseil national de recherches 1981); c) le pourcentage des lacs et des cours d'eau d'une alcalinité moyenne à faible (200 $\mu eq \cdot L^{-1}$) par comté ou district (du MDE 1985) classé comme suit : 1 = 0-25 %, 2 = 26-50 %, 3 = 51-75 %, 4 = >75 %; et d) la densité (aux 100 km^2) de petits lacs (<9,9 ha) par unité secondaire de bassin hydrographique (de Cox, 1978) classée comme suit : 1 = 0, 2 = 1-20, 3 = 21-40, 4 = >40



Cadre de l'étude

Les lacs d'amont représentent un habitat de nidification et d'élevage important pour de nombreuses espèces de sauvagine. Les territoires de reproduction de plusieurs espèces dont le Garrot commun (*Bucephala clangula*), le Bec-scie couronné (*Lophodytes cucullatus*), le Morillon à collier (*Aythya collaris*), le Canard noir (*Anas rubripes*), le Canard malard (*Anas platyrhynchos*), le Grand Bec-scie (*Mergus merganser*) et le Huart à collier (*Gavia immer*) chevauchent des régions géologiquement vulnérables de la province. On ne connaît pas très bien la répartition et les préférences d'habitat de la sauvagine qui se reproduit dans le nord de l'Ontario bien que les densités des nids soient généralement faibles. Un seul relevé (Dennis, 1974*a*) a porté sur la répartition de la sauvagine qui se reproduit dans le nord-est de l'Ontario, mais peu de ces terrains se trouvaient près des zones à l'étude. Nous avons entrepris des relevés systématiques des couples nicheurs dans toute cette région ainsi que des relevés plus approfondis dans le voisinage immédiat de chaque région à l'étude avec les objectifs suivants :

1) Quantifier la densité de reproduction de la sauvagine dans tout le nord-est de l'Ontario de façon à : (a) calculer le nombre d'oiseaux qui se reproduisent dans les zones vulnérables à l'acidification et/où leur habitat peut être détérioré, et (b) étudier les tendances en matière de répartition des espèces dans cette région;
2) Étudier les variations temporelles en ce qui a trait à l'abondance des espèces;
3) Établir les principaux modèles de sélection de l'habitat, particulièrement en ce qui a trait à la superficie des zones humides, et comparer ces modèles entre les deux régions à l'étude.

Afin de mettre au point un cadre de travail permettant d'étudier les effets des précipitations acides sur la sauvagine, une étude pilote a été faite de 1980 à 1982 dans une région modérément agressée par la pollution acide mais très peu touchée du nord-est de l'Ontario (Lac Ranger) afin d'établir :

1) Les paramètres chimiques et physiques ainsi que les interactions biotiques qui régissent la qualité de l'habitat de reproduction de la sauvagine;
2) Les prévisions nous permettant de savoir comment l'acidification des eaux de surface peut modifier l'habitat de la sauvagine et ainsi le taux de réussite de la reproduction de différentes espèces.

Suite à ces études sur les populations de sauvagine et les interactions entre la chimie de l'eau et la chaîne alimentaire, nous supposons que les effets néfastes de l'acidification des lacs sur la sauvagine pourraient être compensés par des changements au niveau de l'abondance et de la disponibilité des espèces qui leur servent de proie.

Il y a eu des extinctions locales de population de poissons dans les régions vulnérables aux précipitations acides de l'est de l'Amérique du Nord (Beamish et Harvey, 1972; Schofield, 1976; Pfeiffer et Festa, 1980; Watt *et al.*, 1983) et de la Scandinavie (Wright et Snekvik, 1978; Muniz et Leivestad, 1980). Les chercheurs suédois (Eriksson *et al.*, 1980) ont supposé qu'un grand nombre des changements biologiques observés dans les lacs acidifiés résultent des rapports prédateurs-proies modifiés à la suite de la disparition de populations de poisson. La disparition du poisson créerait un milieu propice à la prolifération d'invertébrés plus tolérants pour le milieu acide. Ce changement d'un système trophique dominé par les poissons à un système dominé par les invertébrés aurait des répercussions très nettes sur les espèces de sauvagine qui se reproduisent de préférence dans de petits bassins, des bassins temporaires, des bassins formés par les barrages de castors et les lacs d'amont. Des études faites en 1983 avaient pour objet de vérifier les prévisions suivantes dans une région sévèrement touchée par les précipitations acides (Wanapitei), en établissant des comparaisons avec une région actuellement touchée par les précipitations acides (Lac Ranger).

Hypothèses : Le taux de réussite de la reproduction (nombre de couvées) de la sauvagine dans les petits lacs d'amont en voie d'acidification dépend directement des ressources alimentaires qui peuvent être modifiées ou perdues à la suite de cette acidification.

Liens :
1) La réduction des populations globales de poissons à des pH modérément élevés (> à 5,5) aurait des effets néfastes sur les espèces piscivores comme le Huart à collier et le Grand Bec-scie.
2) Les pertes de poissons entraîneraient la prolifération d'invertébrés tolérant le milieu acide, ce qui profiterait à court terme aux espèces insectivores comme le Garrot commun et le Bec-scie couronné.
3) Plus l'acidité augmenterait, plus les populations d'invertébrés diminueraient, avec des conséquences également néfastes sur les espèces insectivores.

Régions à l'étude

1. Description de la région du lac Ranger

En 1980, une étude pilote a été entreprise dans la région du lac Ranger, district d'Algoma, au nord-est de Sault-Sainte-Marie en Ontario (46°55′ de latitude N; 83°35′ de longitude O) (fig. 4). Le lac Ranger a été choisi parce qu'il reçoit actuellement des quantités modérées de dépôts acides (fig. 3*a*, 3*b*) dus aux processus de transport à distance des polluants atmosphériques.

Cette région est typique du nord-est de l'Ontario et contient des écosystèmes terrestres et aquatiques relativement peu perturbés par les activités humaines comme la coupe du bois et la construction de chalets. Elle recouvre une roche en place granitique du précambrien ancien dont la capacité tampon est faible à insignifiante (fig. 3*b*). Le lac Ranger se trouve dans la région forestière des basses-terres du Saint-Laurent et des Grands Lacs (Rowe, 1972) et est caractérisé par une forêt de feuillus mixtes, bien que certains éléments de la forêt boréale s'étendent à la partie septentrionale de la région à l'étude.

À 50 km au nord-ouest du lac Ranger se trouve le bassin étalonné du bassin hydrographique des lacs Turkey (BVLD) (fig. 4). Le bassin hydrographique des lacs Turkey est l'un des cinq bassins hydrographiques étalonnés de l'Est canadien où se font des études de base détaillées de surveillance du dépôt de polluants transportés sur de longues distances. On recueille des données sur la qualité des milieux terrestres, aquatiques et atmosphériques ainsi que sur la réaction biologique afin de comprendre comment fonctionnent ces écosystèmes et comment ils réagissent aux précipitations acides. Cette région reçoit des dépôts acides moyens à élevés. On a évalué les dépôts humides moyens de sulfate de 20 à 35 $kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$ (Barrie *et al.*, 1982; Thompson et Hutton, 1985). Le pH des précipitations

Figure 4
Carte du nord-est de l'Ontario indiquant l'emplacement des huit blocs du relevé systématique et du bloc spécial du lac Ranger, des régions à l'étude du lac Ranger (VIXEN et GONG) et de Wanapitei, et du bassin hydrographique calibré des lacs Turkey (TLW)

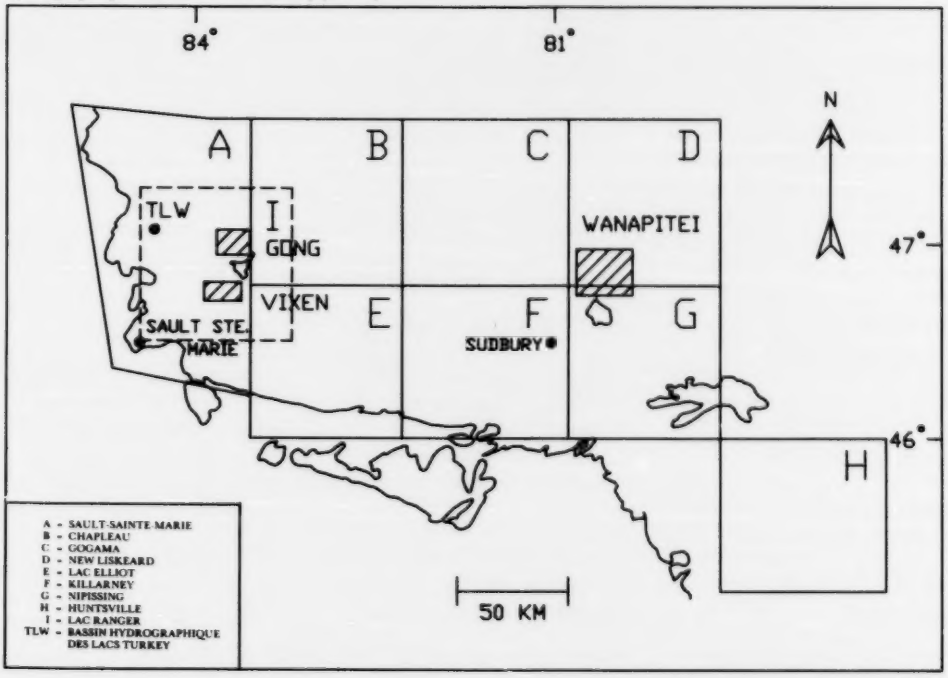
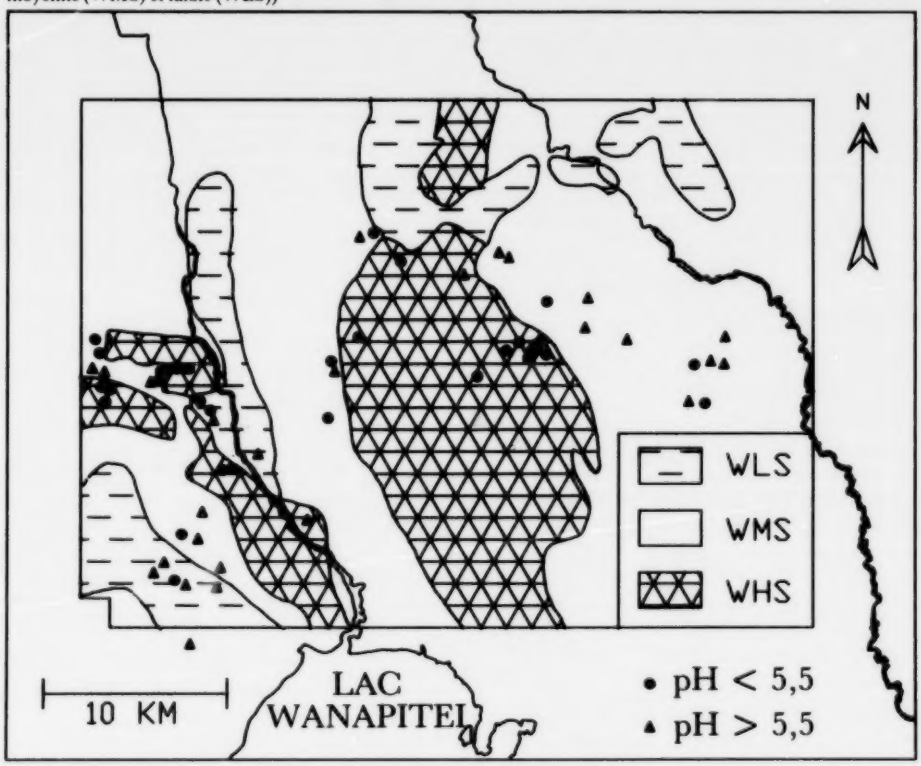


Figure 5
Carte de la région à l'étude de Wanapitei indiquant la limite des 12 townships recensés dans les relevés sélectifs, l'emplacement et la classe pH (acide < pH 5,5 > non acide) des lacs à l'étude par rapport aux groupes de vulnérabilité de la roche en place (vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS))



annuelles moyennes pour la période de 1981 à 1983 était respectivement de 4,43, 4,31 et 4,25 (Semkin *et al.*, 1984). On peut s'attendre à des valeurs semblables pour la région du lac Ranger, qui a l'avantage additionnel d'avoir un grand nombre de lacs d'amont qui servent aux études sur la sauvagine.

Deux principales zones géologiques et de végétation ont été étudiées dans la région du lac Ranger (fig. 4). La région VIXEN située au sud-ouest du lac Ranger contient une forêt de feuillus mixtes dominée par des bouleaux jaunes (*Betula alleghaniensis*) et des érables à sucre (*Acer saccharum*), le pin blanc (*Pinus strobus*) et l'épinette blanche (*Picea glauca*) étant dominants sur les sols minéraux. Dans cette région, des épandages fluviaux-glaciaires, des dépôts de moraine deltaïque et de moraine frontale riches en sels de calcium recouvrent la roche en place granitique sous-jacente généralement vulnérable (annexe 1). Ces matériaux superficiels sont souvent différents de la roche en place sous-jacente étant donné qu'ils ont été transportés sur de longues distances, loin de leur source (Cowell *et al.*, 1980; Brousseau *et al.*, 1985). Le potentiel tampon des cours d'eau et des lacs du réseau de la rivière Goulais est donc amélioré (Boissonneau, 1968). La région GONG au nord-ouest du lac Ranger n'a pas de capacité tampon additionnelle et est très vulnérable à l'acidification (annexe 1). Cette région contient des forêts boréales dominées par l'épinette noire (*Picea mariana*), l'épinette blanche, le sapin baumier (*Abies balsamea*) et le bouleau à papier (*Betula papyrifera*). Une partie de cette région a subi une modification sensible lors d'un feu de forêt en 1969.

Ces deux régions couvrent certaines parties de trois réseaux de drainage différents. Les eaux des lacs VIXEN s'écoulent par la rivière Goulais (code de bassin hydrographique 2BF-3) vers le lac Supérieur ou par la rivière Garden (2CA-2) vers le lac George. Les eaux des lacs GONG s'écoulent soit par la rivière Goulais (2BF-3), soit par la rivière Aubinadong (2CB-2) qui s'écoule vers le sud dans le chenal nord. Les trois bassins hydrographiques étudiés (annexe 2) (Cox, 1978) contiennent au total 3 186 lacs. De ce nombre, 81 % ont une superficie inférieure à 9,9 ha. La densité moyenne des petits lacs dans les bassins hydrographiques étudiés est de 54,9 aux 100 km^2, ce qui correspond à la densité moyenne des bassins hydrographiques des affluents de la partie est du lac Supérieur (2B) (fig. 3*d*).

2. Description de la région de Wanapitei

2.1. Dépôts atmosphériques et acidification des lacs

En 1983, des études concomitantes ont été faites dans deux régions du nord-est de l'Ontario qui recevaient différentes charges acides, soit le lac Ranger et Wanapitei. Comme il a été mentionné dans la description précédente, la région du lac Ranger contient des écosystèmes aquatiques vulnérables qui reçoivent actuellement des dépôts acides moyens, mais dont les eaux de surface restent en grande partie non acides (pH > 5,5). La région de Wanapitei située au nord-est de Sudbury (46°45′ de latitude N; 80°45′ de longitude O) (fig. 4) contient des lacs dont l'agression des eaux de surface par la pollution acide varie de forte (pH < 5,5) à faible (pH > 5,5) (fig. 5).

Bien que la région du lac Ranger et la région de Wanapitei soient géographiquement proches l'une de l'autre (à moins de 225 km), cette dernière a reçu des

dépôts annuels moyens de sulfate beaucoup plus élevés que la région d'Algoma (fig. 3*b*). Dans leur étude des valeurs de sulfate dans les lacs par rapport au dépôt de sulfate dans l'Est canadien, Thompson et Hutton (1985) ont indiqué que les récentes évaluations des dépôts humides de sulfate dans la région d'Algoma (Turkey Lakes Watershed, 1980) étaient sensiblement inférieures à celles de la région de Sudbury (1976), soit de 20 c/37 $kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$, bien que les présentes évaluations (1981-1984) indiquent des taux de dépôts beaucoup plus élevés dans la région d'Algoma (25-35 $kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) que ce qui était généralement admis. La région métropolitaine de Sudbury a des problèmes de pollution par la fumée qui remontent au début des années 1900. Des activités d'extraction minière, de fonderie et de coupe du bois ont modifié considérablement l'environnement autour de Sudbury, y compris la contamination des sols et des eaux lacustres par les métaux traces (Hutchinson et Whitby, 1977), ainsi que la réduction du pH et l'augmentation des teneurs en SO_4^{2-}) dans bien des lacs et étangs (Conroy *et al.*, 1974).

La région de Wanapitei se trouve dans une grande zone de dépôt élevé de sulfate qui s'étend au nord-est et au sud-ouest des fonderies de minerai de sulfure à Sudbury. Les émissions d'anhydride sulfureux (SO_2) variaient de 4 240 à 7 034 $t \cdot jour^{-1}$ pour la période de 1960 à 1969. Depuis le milieu des années 1970, un certain nombre de facteurs dont la construction d'une "supercheminée" de 381 m, des modifications apportées au processus de fonderie, des mesures de dépollution et de longues périodes de grève et de fermeture dans l'industrie de récupération de métaux de Sudbury ont permis de réduire considérablement les émissions de polluants atmosphériques (Keller et Pitblado, 1986). Au cours de la période de 1978 à 1983, l'évaluation des émissions annuelles de SO_2 des fonderies de Sudbury variait de 1 065 à 2 562 $t \cdot jour^{-1}$ alors qu'elle variait de 3 663 à 6 383 $t \cdot jour^{-1}$ au cours de la période de 1970 à 1977.

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a mis sur pied la Sudbury Environmental Study (SES) en 1973 en réponse à la menace de dommages permanents causés aux écosystèmes de la région de Sudbury. Au cours de la période de 1974 à 1976, une étude de 209 lacs qui se trouvent dans un rayon de 250 km de Sudbury a été entreprise pour documenter l'influence des dépôts atmosphériques sur les eaux lacustres par région et pour constituer une base de données destinée à la prévision des tendances futures. Ces études ont révélé que bien des lacs au nord-est et au sud-ouest de Sudbury étaient acidifiés ($pH < 5,5$) et qu'on y avait noté une réduction des pêches au saumon (Conroy *et al.*, 1974; Pitblado *et al.*, 1980), ce qui ressemble aux problèmes rencontrés ailleurs en Amérique du Nord et en Scandinavie. Le dépôt sec de SO_2 et le taux de fumée du soufre, ainsi que les taux de dépôts de SO_4^{2-} et les teneurs en métaux traces, cuivre (Cu), nickel (Ni), zinc (Zn) et fer (Fe) dans les lacs de la région de Sudbury dépendaient fortement de la distance par rapport aux fonderies. Les caractéristiques chimiques des précipitations surveillées au cours de la période de juin 1978 à mai 1979 ont indiqué que les stations de prélèvement au nord de Sudbury recevaient en moyenne des dépôts annuels de SO_4^{2-} (34 $kg \cdot ha^{-1} d \cdot an^{-1}$) inférieurs à ceux des stations près de Sudbury (46 $kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) (Jeffries, 1984).

Les valeurs des mesures faites dans ces lacs n'étaient que légèrement supérieures à celles des mesures semblables faites dans les régions de Muskoka–Haliburton et les autres régions du Bouclier précambrien (Scheider *et al.*, 1979), bien que sensiblement inférieures aux teneurs anciennes. Dans les environs immédiats de Sudbury (dans un rayon de 40 km), les émissions locales comptaient jusqu'à 70 % du Ni et du Cu total déposé (Chan *et al.*, 1984) bien que de récentes diminutions des émissions de SO_2 aient été accompagnées par des baisses des émissions de métaux traces (Keller et Pitblado, 1986). Les taux de dépôt d'aluminium (Al), de manganèse (Mn), d'éléments nutritifs et des ions principaux (à l'exception du SO_4^{2-}) des stations situées au nord de Sudbury étaient semblables ou légèrement supérieurs aux taux dans le centre-sud de l'Ontario (Muskoka–Haliburton) (Jeffries, 1984). Pour minimiser l'effet du dépôt local de métaux (Cu, Ni, Zn et Fe) et du dépôt sec de SO_2 de la présente étude, les lacs à l'étude ont été choisis dans un rayon de 38 à 70 km de la fonderie de Copper Cliff (fig. 4), mais tout à fait à l'intérieur de la zone des lacs à faible pH qui s'étend au nord-est de Sudbury.

Une étude faite entre 1981 et 1983 dans le but de prélever de nouveaux échantillons dans 209 des lacs déjà échantillonnés durant la période de 1974 à 1976 a révélé qu'il y avait eu d'importantes améliorations au niveau de la qualité de l'eau (Keller et Pitblado, 1986). Les changements observés au niveau de la qualité de l'eau comprenaient une augmentation du pH et une diminution des teneurs en SO_4^{2-}, Ni et Cu. Dans un lac extrêmement acide près de la fonderie, le pH était passé de 4,05 en 1972 à 5,8 en 1984 alors que les concentrations de SO_4^{2-}, Cu, Ni, Co, Mn et Zn dans ses eaux ont baissé de 60 à 90 % au cours de cette même période (Hutchinson et Havas, 1986).

Le degré de changements observé indiquait qu'il y avait un rapport général avec la distance de la fonderie de Sudbury, ce qui démontre que la réduction de près de 50 % des dépôts de contaminants à partir de sources provenant de Sudbury était responsable de l'amélioration récente de la qualité de l'eau (Keller et Pitblado, 1986).

2.2. Géomorphologie et hydrologie

Situé à la convergence des formations Supérieure, Sud et Grenville du Bouclier précambrien et de deux systèmes de faille majeure, le grand bassin de Sudbury a une géomorphologie extrêmement complexe. On y trouve des types plutoniques, métavolcaniques et métasédimentaires de roche en place à base de silicate. Dans les bassins lacustres étudiés, les types de roche en place varient de membres frontaux felsiques (quartzite) à des roches sédimentaires siliceuses riches en carbonate, en passant par des roches de composition intermédiaire (volcanique, gneiss, migmatite) (annexe 1). Bien que les roches ignées et métamorphiques prédominent au nord-est de Sudbury, il existe une grande variété de capacité de neutralisation des eaux de surface (Conroy *et al.*, 1978). L'insolubilité relative des groupes felsiques et intermédiaires contraste avec la présence de roches sédimentaires siliceuses riches en carbonate, souvent amplement recouvertes de sédiments postglaciaires. Cette géologie de la roche en place et des couches superficielles améliore la capacité tampon des eaux de surface de certains bassins lacustres. La cote de vulnérabilité de la roche en place de chaque bassin lacustre a été établie dans la région du lac Ranger (Carte 1549A) et celle de Wanapitei (Carte 1550A) (annexe 1) à l'aide des cartes de la Commission géologique du Canada qui indiquent la vulnérabilité de la roche en place et des sols qui en proviennent aux précipitations acides dans le centre-sud et le sud-est du Canada (Shilts, 1981). D'autres informations ont été obtenues à partir des cartes de la Commission géologique de l'Ontario sur la géologie de la roche en place (Carte 2419) et des couches superficielles (Carte 5465).

Comme dans Brousseau *et al.* (1985), chaque lac était classé selon sa vulnérabilité et ensuite comparé selon le type de géologie de sa roche en place et des couches superficielles qui ont formé son bassin. Les lacs ayant des bassins hydrographiques contenant plusieurs types géologiques ont été classés selon le type de roche le moins vulnérable.

Au Lac Wanapitei, trois régions géomorphologiques distinctes ont été définies d'après les cotes de vulnérabilité de la roche en place (fig. 5) comme suit :
(1) FAIBLE VULNÉRABILITÉ (WLS) : roches sédimentaires siliceuses riches en carbonate.
(2) VULNÉRABILITÉ MOYENNE (WMS) : roches métavolcaniques mafiques à intermédiaires.
(3) VULNÉRABILITÉ ÉLEVÉE (WHS) : roches intrusives et métamorphiques felsiques.
Sur la majeure partie de cette région caractérisée par des types de roches en place de vulnérabilité moyenne ou élevée se trouvent des dépôts superficiels composés d'une mince couche de mort-terrain fait de till argileux à sableux (annexe 1). Des dépôts plus épais de moraine frontale de sable et de gravier se trouvent dans la région de faible vulnérabilité, ce qui permet d'augmenter davantage la capacité résiduelle de neutralisation de la région (fig. 5).

Cinq bassins hydrographiques du réseau de la rivière French (2D) sont situés dans la région à l'étude (annexe 2). Les eaux du cours supérieur de la rivière Wanapitei (2DA-2), de la rivière Wanapitei est (2DA-3) et du ruisseau Parkin (2DA-4) s'écoulent directement dans le lac Wanapitei tandis que les eaux de la rivière Chiniguichi (2DC-2) et de la rivière Sturgeon (2DC-1) s'écoulent dans la baie Georgienne par le lac Nipissing et la rivière French. Ces bassins hydrographiques comptent au total 2 152 lacs dont près de 80 % ont une superficie inférieure à 9,9 ha (annexe 2). La densité moyenne de petits lacs dans le cours supérieur du réseau du lac Wanapitei (2DA) (55,1 aux 100 km^2) est à peu près la même que celle du réseau du lac Ranger (54,9 aux 100 km^2). Il y a un peu moins de petits lacs dans le réseau de la rivière Sturgeon (2DC); cependant la densité globale (37,3 aux 100 km^2) demeure supérieure à celle de la plupart des bassins hydrographiques secondaires du Bouclier précambrien (fig. 3*d*).

La forêt entourant Sudbury a été considérablement déboisée au début des années 1900 afin de permettre le grillage à l'air libre utilisé dans les premières fonderies de la région. Le reboisement a donné une forêt de seconde croissance, mal aménagée, caractérisée par des pins gris (*Pinus banksiana*), des épinettes blanches, des sapins baumiers et des bouleaux à papier.

Contrairement à bien des régions du centre de l'Ontario, les régions étudiées du lac Ranger et de Wanapitei ne sont pas perturbées par les activités humaines comme la construction de chalets. Étant donné que ces deux régions sont près l'une de l'autre, des facteurs comme les habitudes migratoires, les taux de mortalité, le choix du territoire de nidification et la chronologie des couvées ne devraient pas être différents d'une région à l'autre.

Méthodes

1. Élaboration et calendrier des relevés aériens

1.1. Relevés systématiques

Pour étudier les profils de densité et de répartition des populations de sauvagine, un relevé systématique a été mis sur pied dans tout le nord-est de l'Ontario (comme l'indique la figure 4). La région a été divisée en blocs de 100 km de côté selon la projection transversale universelle de Mercator (UTM); la forme irrégulière du bloc de Sault-Sainte-Marie provient du fait que nous avons combiné un certain nombre de blocs partiels le long d'une ligne de convergence de la grille UTM. Nous avons pris dans chaque bloc une parcelle-échantillon (2 × 2 km) dans le coin sud-ouest et une parcelle à tous les 20 km au nord et à l'est, soit au total 25 parcelles par bloc. Dans le bloc de convergence, nous avons choisi les parcelles qui avaient les mêmes désignations vers l'est et vers le nord que celles d'un bloc normal. Cette étude ne portait que sur les parcelles de terre ferme. Un bloc spécial (voir fig. 4) utilisant la même grille de parcelles a été désigné dans la région du lac Ranger. Le tableau 1 donne le calendrier des relevés systématiques des blocs.

Tableau 1
Calendrier de la couverture des blocs du relevé systématique

Bloc	Date	Couverture
Lac Ranger (spécial)	10–16 mai 1980	Parcelles 1–19
	11–15 mai 1981	Parcelles 20–25
	14–18 mai 1985	Total
Killarney	7–9 mai 1981	Total
	10–14 mai 1985	Total
Gogama	8–10 mai 1981	Total
	13 mai 1985	Total
Huntsville	5–6 mai 1981	Total
New Liskeard	11 mai 1985	Total
Nipissing	9 mai 1985	Total
Lac Elliot	13–15 mai 1985	Total
Chapleau	13–18 mai 1985	Total
Sault-Sainte-Marie	13–18 mai 1985	Total

1.2. Relevés sélectifs

Dans la région du lac Ranger, 94 parcelles (2 × 2 km) ont été désignées en 1980 pour couvrir les lacs d'amont dont la chimie de l'eau est connue. En 1981, 1982 et 1985, 43 de ces parcelles (nombres pairs) ont fait l'objet d'un relevé pour examiner la variation annuelle chez les populations de canards. Quarante-quatre autres parcelles ont été désignées autour des zones humides pour étude en 1981. Ces relevés ont fourni des données sur 649 zones humides (les rivières étant exclues); les résultats du relevé de 1981 ont été étudiés dans cet ensemble de données ainsi

que ceux de 1980 pour les zones humides non étudiées en 1981.

Dans la région de Wanapitei, les relevés ont été limités à une zone comprenant 12 townships au nord du lac Wanapitei (fig. 5). Une sélection aléatoire de toutes les zones humides qui se trouvent dans une parcelle de 2 × 2 km a été faite dans chaque township de façon à ce qu'un nombre approximativement égal de zones humides soit choisi dans chacun de ces townships. Le relevé de 1983 a porté sur un total de 414 zones humides dont certaines ont été choisies pour des études de terrain plus détaillées sur les mécanismes potentiels de limitation des ressources alimentaires pour la sauvagine en pleine croissance.

1.3. Description de l'habitat

Les principales caractéristiques de l'habitat de toutes les zones humides visitées dans les régions à l'étude ont été établies à la suite d'une interprétation des photographies aériennes (échelle 1:15 840). Les paramètres comprennent la superficie des eaux libres, la longueur totale du rivage et la longueur du rivage bien aménagé (comme les marais et les zones de plantes de la famille des éricacées). Les indices d'aménagement du rivage (longueur du rivage divisée par la racine carrée de la superficie des eaux libres) ont été calculés à partir de ces mesures.

1.4. Méthode sur le terrain

Tous les relevés ont été faits d'après une méthode commune de travail sur le terrain décrite en détail par Ross (1985) et résumée ci-dessous. Les relevés ont été faits à partir d'un hélicoptère Bell 206 B équipé d'un dispositif permettant d'augmenter le rayon d'action, monté sur le réservoir d'essence, et d'hublots en forme de bulle sur les portes arrière. Ces hublots permettaient aux observateurs de voir à environ 25 cm à l'extérieur de l'habitacle original de l'aéronef, ce qui augmentait considérablement leur champ de vision.

Un observateur assis du côté du passager à l'avant de l'hélicoptère servait de navigateur et d'enregistreur de données et avertissait les autres observateurs lorsque des oiseaux étaient en vue. Ces observateurs étaient assis à l'arrière, à côté de chaque hublot et avertissaient le navigateur des observations de sauvagine par interphone. L'espèce, le sexe, le nombre et l'emplacement exact de tous les oiseaux observés étaient notés directement sur des photographies aériennes recouvertes d'une pellicule d'acétate sur laquelle étaient dessinés l'emplacement des zones humides et les limites des diverses parcelles. Dans le cadre de cette étude, une zone humide était définie comme étant une nappe d'eau libre visible sur une photographie aérienne (échelle de 1:15 840). Les nappes d'eau stagnante individuelles (lacs, étangs, bassins de barrages de castors et bourbiers) étaient généralement faciles à reconnaître; cependant, lorsqu'elles étaient de forme irrégulière ou en série le long d'un bassin hydrographique, chacune était délimitée par la présence d'un émissaire clairement visible. Les petits cours d'eau et les rivières ont généralement été considérés comme des zones humides différentes sauf lorsqu'ils étaient très petits, auquel cas ils étaient considérés comme faisant partie du lac ou de l'étang le plus près. Les petits cours d'eau interreliés étaient divisés selon leur nappe d'eau stagnante respective. Il arrivait que des zones humides avaient subi des modifications considérables depuis la date de la photo et dans certains cas, de nouvelles zones humides avaient été créées par l'activité des castors. Ces nouvelles zones humides étaient alors signalées au cours du relevé et le nouveau rivage était tracé sur les photos aériennes. L'aéronef passait au-dessus de tous les habitats de zones humides à des altitudes minimales de 20 m au-dessus du sol et à des vitesses variant du vol stationnaire à 100 km·h^{-1}. Plusieurs passages ont été faits au-dessus de certaines zones humides où l'on soupçonnait la présence d'oiseaux ou là où le sexe et l'espèce des oiseaux ne pouvaient être établis au premier survol. Étant donné que les zones humides des forêts boréales sont petites et séparées sur le Bouclier précambrien, on a effectué toute la couverture de l'habitat de la sauvagine en longeant les rivages.

1.5. Calendrier

Les relevés ont été entrepris au cours d'une période limitée appelée "fenêtre de relevé" alors que la plupart des oiseaux reproducteurs avaient commencé la nidification. Cette période commence lorsque les oiseaux migrateurs sont déjà passés par la région et avant que les mâles ne la désertent au cours de l'incubation (cf. Dzubin, 1969 et Dennis, 1974*a*). La durée de cette période dans le nord de l'Ontario n'est pas connue étant donné qu'il n'y a aucune étude phénologique détaillée pour cette région. Ces observations ont été faites pendant une période relativement courte de deux semaines, une semaine après le déglaçage des petites zones humides (< à 10 ha) (du début mai à la mi-mai). Il n'était pas toujours possible d'échantillonner chaque espèce dans sa "fenêtre" appropriée étant donné qu'il n'y avait qu'un seul survol. Les évaluations de la densité de population des espèces à nidification tardive, particulièrement le Morillon à collier, doivent être considérées comme approximatives. Ces espèces nidifient presque un mois après les autres, bien que leur migration réelle ait semblé terminée avant les survols du relevé.

1.6. Analyse des données

Les résultats sont exprimés en nombres de "couples indiqués" par espèce, basés sur le nombre de mâles seuls, de paires et de vols comptant cinq mâles et moins (cf. Dzubin, 1969). Le sexe du Canard noir ne pouvait généralement être déterminé sur le terrain; c'est pourquoi les estimations des "couples indiqués" étaient produites à l'aide des rapports connus des sexes du Canard malard, une espèce apparentée (cf. Dennis (1974*a*)). L'équation de régression multiple suivante a été mise au point à l'aide de toutes les données disponibles sur les couples nicheurs des zones humides de l'Ontario, où se trouve le Canard malard :

$$Y = 0{,}0700 + 0{,}632\,X_1 + 1{,}1166\,X_2 + 0{,}7398\,X_3 \quad [1]$$
$$R_2 = 0{,}9577,\ p < 0{,}00001$$

où Y = nombre de couples indiqués de Canards malards
X_1 = nombre de Canards malards seuls
X_2 = nombre de vols de deux Canards malards
X_3 = nombre de Canards malards en vols de 3 à 10 oiseaux

Les évaluations de couples indiqués de Canards noirs peuvent donc être faites en remplaçant les Canards malards de l'équation par les Canards noirs. Les zones humides qui ne comptaient pas de Canards noirs ($X_1 = X_2 = X_3 = 0$) étaient donc censées ne contenir aucun couple indiqué ($Y = 0$), i.e., l'équation n'était pas utilisée dans ces cas.

Le Huart à collier est lui aussi effectivement monomorphique. Étant donné que ces oiseaux sont très fortement territoriaux, les couples indiqués ont été déterminés à partir de la présence soit d'un seul oiseau, soit d'une paire d'oiseaux vivant près l'un de l'autre. Dans

Tableau 2
Paramètres de la morphométrie des lacs utilisés dans la sélection des lacs à l'étude, exprimés sous forme de médianes (étendue entre parenthèses)

Région à l'étude	*N*	Superficie du lac, ha	Profondeur maximale, m	Superficie du bassin hydrographique, ha	Types hydrologiques I-II	Types hydrologiques ≥III
Lac Ranger	69	5,50 (0,7-26,3)	4,59 (1,0-30,5)	189,8 (16,3-2078,0)	41 %	59 %
Wanapitei	55	4,39 (0,6-27,2)	4,39 (1,0-14,0)	70,4 (2,7-1855,0)	66 %	34 %

le cas de la Bernache du Canada (*Branta canadensis*), les couples indiqués ont été comptés pour chaque oiseau seul, chaque paire ou chaque volée de trois oiseaux et les vols plus nombreux ont été ignorés.

Les densités de couples nicheurs ont été exprimées en nombres de couples indiqués aux 100 km^2 et accompagnées par une évaluation de l'écart-type. Ce calcul a été fait à l'aide de la formule mise au point par G.E.J. Smith pour les échantillons systématiques (Ross, 1987).

2. Limnologie, utilisation de la sauvagine et études trophiques

2.1. Études pilotes (1980-1982)

Les méthodes utilisées dans l'étude pilote entreprise dans la région du lac Ranger entre 1980 et 1982 sont décrites ci-dessous par référence aux études comparatives faites en 1983. Lorsque ces méthodes diffèrent, une explication supplémentaire est donnée à l'annexe 3.

Les études de base faites dans les deux régions en 1983 comprenaient l'échantillonnage de l'eau et les relevés de la sauvagine, ainsi que l'échantillonnage des ménés et des invertébrés aquatiques. Les étangs et les lacs d'amont petits et peu profonds qui drainent des régions relativement petites ont été étudiés (tableau 2). Les lacs avaient une superficie de 0,6 à 27,2 ha (valeur médiane de 5,0 ha) et ils étaient généralement peu profonds (1,0 à 30,5 m, valeur médiane de 4,4 m).

Toutes les analyses statistiques ont été faites à l'aide du système d'analyse statistique (SAS) informatisé (Statistical Analysis System Institute Inc., 1982).

2.2. Qualité de l'eau

L'échantillonnage de l'eau s'est fait du 5 au 9 juin à Wanapitei et du 12 au 17 juin au lac Ranger. Avant l'échantillonnage, les profils de température ont été mesurés à l'endroit le plus profond du lac. D'après les directives du ministère de l'Environnement (1979), un échantillon composite non pondéré d'eau a été prélevé à l'aide d'un tube de plastique souple Tygon descendu dans l'épilimnion et le métalimnion des lacs stratifiés, ou à une profondeur de 1 m au-dessus du fond dans les étangs ou les lacs peu profonds. Des échantillons aléatoires étaient prélevés lorsque les profondeurs maximums n'excédaient pas 1 m. Après préservation, les échantillons étaient refroidis à 4° C et transportés au Centre de foresterie des Grands Lacs à Sault-Sainte-Marie, Ontario, pour les analyses chimiques. Tous les échantillons ont subi un filtrage grossier sur un filtre Wheaton n° 4 pour éliminer les particules en suspension. Les échantillons préparés pour les analyses d'éléments nutritifs et de carbone ont été filtrés une seconde fois sur un filtre Millipore de 0,45 µm (Sartorius).

Les dosages chimiques, les méthodes et l'équipement utilisés étaient conformes aux directives du ministère de l'Environnement (1979) (annexe 4), à l'exception de l'alcalinité totale au point d'inflexion (HCO_3^-) qui était mesurée par une méthode de dosage électrométrique équivalant à la technique Gran. La conductivité (µmho·cm^{-1} à 25°C) et le pH étaient mesurés potentiométriquement dans les 24 heures suivant le prélèvement. Les mesures de conductivité ont été étalonnées à 20°C et ajustées selon la concentration des ions hydrogène (KCORR) à l'aide des méthodes présentées par Sjors (1950). Les analyses ont été complétées par celles d'autres ions principaux, dont le calcium (CA^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le potassium (K^+), le sodium (Na^+), le sulfate (SO_4^{2-}), le chlorure (Cl^-) et la silice (SiO_2), les éléments nutritifs, dont l'azote Kjeldhal total (AKT), l'ammoniac (NH_3), le nitrite et le nitrate (NO_2 + NO_3), le phosphore total (PT) et le phosphore réactif soluble (PO_4), le carbone total (CT), le carbone organique total (COT) et le carbone inorganique total (CIT), ainsi que les métaux traces dont Al, Mn, Zn, Cu, Ni, le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et Fe. Les dosages du sulfate ont été faits à l'aide de la méthode du bleu de méthylthymol (BMT). La détermination de la couleur réelle et apparente de l'eau (exprimée en unités de couleur platine-cobalt APHA) a été faite avec des échantillons prélevés dans la zone littorale (< 1 m) et au milieu du lac, du 24 juin au 5 juillet 1984 dans la région du lac Ranger et du 25 juillet au 8 août 1984 dans celle de Wanapitei.

2.3. Description de l'habitat

Comme à la section 1.3., des données ont également été recueillies sur les caractéristiques physiographiques des lacs et de leur bassin hydrographique. Les évaluations de la superficie des lacs (SL), de la longueur du rivage (LR) et de la zone riparienne (RIP), qui a été calculée comme étant la zone qui s'étend de la lisière de la forêt jusqu'aux eaux libres, ont été faites à partir de l'interprétation des photographies aériennes (échelle de 1:15 840). Le rapport des zones humides (WETRAT) était calculé comme le rapport de la zone riparienne et de la superficie des lacs. Les indices d'aménagement du rivage (IAR) ont également été calculés. Les profondeurs maximums des lacs (ZMAX) ont été établies à partir des données bathymétriques recueillies pour chaque lac. En ce qui a trait aux lacs à l'étude de la région de Wanapitei, on a calculé la distance jusqu'à la fonderie de Copper Cliff. L'altitude du lac (ELEV) et la superficie totale du bassin hydrographique d'amont (DRAIN) de chaque lac ont été mesurées à partir des cartes topographiques (échelle de 1:50 000).

Les cartes topographiques et les photographies aériennes ont été utilisées pour définir le type hydrologique de chaque lac selon son ordre de drainage (voir tableau 2) et l'importance relative de l'échange d'eau de surface par les cours d'eau à l'entrée et à la sortie (données modifiées de Eilers *et al.*, 1983) comme suit :

1) Type I : aucune entrée ou sortie permanente (l'apport

d'eau souterraine peut être très faible ou moyen).
2) Type II : sortie intermittente seulement (l'apport en eau souterraine peut être moyennement fort).
3) Type III : entrée et sortie permanentes (ce qui indique un écoulement relativement fort des eaux de surface).
4) Type IV : plus d'une entrée et d'une sortie permanentes (ce qui indique une hiérarchie de drainage en aval et un fort écoulement des eaux de surface).

2.4. Échantillonnage des ménés

Les estimations de la présence et de l'abondance d'espèces de petits poissons non gibier ont été faites avec des pièges appâtés en fil de fer. L'échantillonnage des poissons a eu lieu entre le 30 juin et le 3 août 1983. Les pièges cylindriques ont été fabriqués avec de la toile métallique de 6 mm de maille; ils mesuraient 1,0 m sur 0,30 m avec une ouverture de 40 mm à chaque extrémité conique. Un piège appâté avec des biscuits pour chiens était disposé en eau peu profonde (< 2,5 m) pendant 24 heures dans chacun des cinq sites équidistants le long du rivage de chaque lac. Chaque piège était suspendu à des bouées et ancré pour l'empêcher de dériver, sauf en eau peu profonde où les pièges étaient souvent déposés au fond. Les ménés capturés étaient préservés dans une solution à 10 % de formaline avant d'être triés, identifiés et comptés. Les autres organismes trouvés dans les pièges, notamment les têtards, les tritons, les écrevisses et les macroinvertébrés étaient comptés et relâchés.

2.5. Échantillonnage des invertébrés aquatiques

Les communautés de macroinvertébrés aquatiques ont été étudiées dans un sous-ensemble comptant 18 lacs dans chaque région. Les lacs ont été sélectionnés dans toute la gamme des pH et comprenaient des lacs avec poissons et sans poisson, dont la superficie variait de 1,5 à 7,5 ha.

Une méthode normalisée de filet à balayage a été utilisée pour la compilation des listes des taxons d'invertébrés à des fins comparatives. Dix échantillons consistant en 10 balayages consécutifs ont été prélevés à des points équidistants parallèles au rivage de chaque lac, dans moins de 1 m de profondeur. Chaque balayage s'est fait à l'avant d'un canot avançant sur l'eau; le filet décrivait un arc en partant de la surface de l'eau pour plonger et passer le plus près possible du substrat pour ensuite revenir à la surface. Le filet utilisé était un sac de 43 cm de profondeur, de 9 mailles au centimètre, monté sur un cadre en forme de D d'une superficie de 625 cm^2 au bout d'un manche de 122 cm de long. Les invertébrés ont été échantillonnés entre le 17 et le 24 juillet dans la région de Wanapitei et entre le 26 juillet et le 1er août dans la région du lac Ranger.

Les insectes ont été identifiés jusqu'au taxon le plus bas, compte tenu du stade de développement auquel étaient rendus la majeure partie des spécimens de chaque taxon. La seule exception était les Corisidés pour lesquels on n'a identifié que les adultes étant donné que les jeunes qui constituaient la plus grande partie d'un grand nombre d'échantillons ne pouvaient être identifiés de façon adéquate. Les groupes d'insectes non inclus dans les analyses étaient ceux d'origine terrestre et les adultes aériens de formes aquatiques, particulièrement les diptères qui ont souvent été capturés à la surface de l'eau. Chaque lac a reçu une cote en fonction de la présence ou de l'absence des principaux taxons d'insectes définis comme étant ceux qui avaient été enregistrés au cours des échantillonnages obtenus avec les filets à balayage provenant de plus d'un lac dans une même région.

2.6. Relevés de la sauvagine

La répartition et la densité des oiseaux reproducteurs adultes ont été établies à partir de relevés par hélicoptère au cours de la période de la construction des nids en mai 1980 et 1981 dans la région du lac Ranger et en mai 1983 dans la région de Wanapitei (cf. section 1.2.). Des relevés terrestres réguliers ont été faits sur toutes les nappes d'eau en 1983 afin d'évaluer l'activité des adultes et des nichées. Chaque nappe d'eau a fait l'objet de deux relevés au cours de la période de couvaison, une fois entre le 19 juin et le 5 juillet et une seconde fois entre le 26 juillet et le 7 août. Les relevés ont été menés simultanément dans les deux régions à l'étude par deux équipes formées chacune de deux observateurs entraînés. Ces relevés ont eu lieu entre 6 h 00 et 12 h. Les relevés n'ont pas été effectués lorsqu'il ventait ou pleuvait très fort. Les équipes ont entrepris des vérifications complètes, en canot ou sur la terre ferme, de tous les habitats aquatiques et ripariens. L'emplacement, le nombre et l'âge des jeunes étaient notés sur des cartes à l'échelle des lacs à l'étude, ainsi que les observations sur l'alimentation et les autres comportements. L'âge des cannetons a été établi en fonction du développement du plumage décrit par Gollop et Marshall (1954).

Résultats et analyse

1. Répartition de la sauvagine reproductrice dans le nord-est de l'Ontario

1.1. Profils généraux

Les blocs de relevé du nord-est de l'Ontario (fig. 4) couvrent une zone d'intergradation entre la Région des Grands Lacs et du Saint-Laurent et la Région forestière boréale (Rowe 1972). Dans toute cette région, le nombre d'habitats en zone humide était étonnamment constant, variant de 4,9 à 6,0 zones humides par parcelle (tableau 3). Les parties septentrionales des parcelles, y compris le bloc de convergence de Sault-Sainte-Marie qui représente le mieux les régions VIXEN et GONG, sont physiographiquement très semblables. Elles sont dominées par un terrain boréal montueux, parsemé de forêts de conifères et de lacs de dimensions diverses répartis uniformément dans toute cette région. Les densités globales des couples nicheurs sont très semblables dans ces blocs, soit environ une paire au kilomètre carré (fig. 6). La partie méridionale des blocs s'étend sur un habitat à essences plus feuillues, sauf dans le bloc Nipissing où la majeure partie de la superficie est constituée de terres basses et plates comptant plus de zones humides marécageuses et plus utilisées pour l'agriculture. Dans le bloc Nipissing, l'habitat supérieur est caractérisé par la densité globale de couples nicheurs la plus élevée de toute autre enregistrée ailleurs tandis que dans les autres blocs méridionaux, leurs nombres sont semblables à ceux des blocs plus au nord (fig. 6).

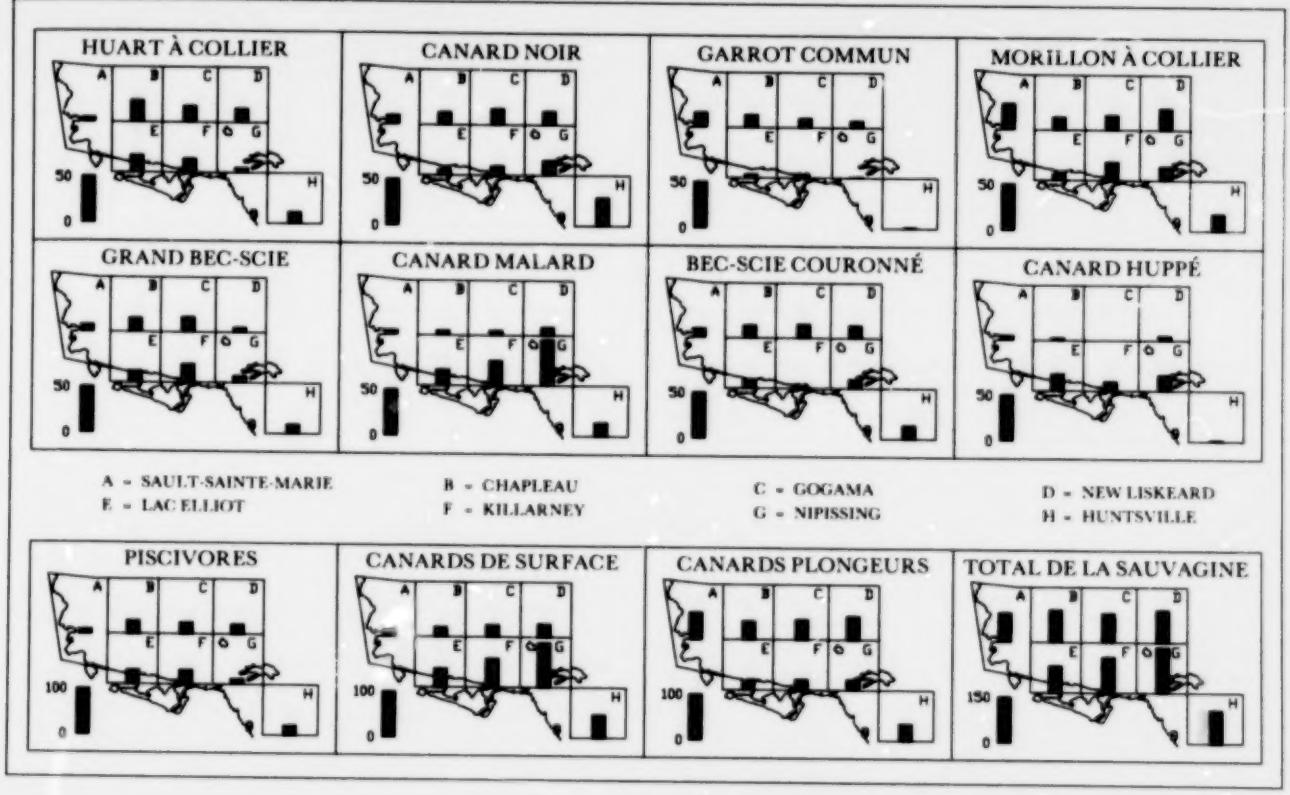
Les profils de la répartition géographique de certaines espèces de sauvagine et des groupes taxonomiques correspondants sont mis en évidence à la figure 6 et sont décrits dans la liste annotée des espèces présentée à l'annexe 5. Les canards de surface, et particulièrement le Canard malard et le Canard huppé (*Aix sponsa*), étaient abondants dans la partie méridionale des blocs, principalement dans le bloc Nipissing. Les canards plongeurs, particulièrement le Garrot commun et le Bec-scie couronné, étaient plus répandus dans les forêts boréales de la partie septentrionale des blocs, y compris Sault-Sainte-Marie. Dans le bloc de Huntsville, les profils de répartition de la sauvagine étaient semblables à ceux de la partie septentrionale des blocs, sauf pour l'absence remarquée des Garrots. Le nombre des espèces piscivores augmentait d'est en ouest dans la région à l'étude, bien que ces nombres fussent plus faibles près du rivage du lac Supérieur.

Une analyse des espèces et des associations de parcelles a été effectuée à l'aide d'une technique modifiée de classement par établissement réciproque des moyennes (TWINSPAN, Hill, 1979*a*) avec les données portant sur les couples nicheurs de 191 parcelles de relevés systématiques dans les huit blocs du relevé général. Le dendrogramme qui en est résulté (fig. 7) illustre les principales associations entre les 11 espèces de sauvagine

Tableau 3
Densités de reproduction de la sauvagine dans les huit blocs relevés dans le nord-est de l'Ontario, exprimées sous forme de densité moyenne et d'écart-type des couples indiqués aux 100 km²

Bloc	Sault-Sainte-Marie		Chapleau		Gogama		New Liskeard		Lac Elliot		Killarney		Nipissing		Huntsville		Moyenne	
Nombre de parcelles	28		25		25		25		19		23		25		25			
Zones humides/parcelle	5,20		5,40		4,92		4,52		6,00		5,30		5,72		5,76			
Espèces	Dens.	± É.-T.	Dens.	± É.-T.	Dens.	± É.-T.	Dens.	± É.-T.	Dens.	± É.-T.	Dens.	± É.-T.	Dens.	± É.-T.	Dens.	± É.-T.	Dens.	± É.-T.
Huart à collier	3,57	2,09	22,00	4,20	17,00	3,85	13,00	3,43	18,42	5,71	15,22	5,22	5,00	2,67	11,00	4,34	12,82	1,39
Bernache du Canada	0,89	0,72															0,13	0,10
Canard malard	6,25	3,00	6,00	2,84	6,00	3,05	9,00	6,46	17,11	7,04	26,09	9,29	52,60	13,66	14,00	4,94	16,80	2,51
Canard noir	9,64	3,62	12,00	3,15	18,60	4,77	16,80	4,34	5,53	2,25	12,61	4,99	16,40	4,35	30,80	6,71	15,54	2,56
Canard pilet													1,00	0,96			0,13	0,12
Sarcelle à ailes vertes			2,00	1,93	2,00	1,24	1,00	0,96			6,52	4,74	10,00	3,56	4,00	2,36	3,20	0,84
Sarcelle à ailes bleues	0,89	0,72					2,00	1,47			7,61	4,28	11,00	7,04	3,00	2,22	3,08	1,09
Canard huppé	6,25	3,28	2,00	1,93			4,00	2,22	19,74	5,81	10,87	3,96	18,00	4,62	1,00	0,96	7,31	1,13
Morillon à collier	28,57	6,82	13,00	4,41	16,00	4,34	22,00	9,84	7,89	2,91	20,65	6,59	15,00	6,12	19,00	7,73	18,20	2,34
Petit Morillon	3,57	2,87															0,51	0,41
Garrot commun	16,96	5,43	13,00	6,04	10,00	4,24	9,00	4,94	3,95	1,84			1,00	1,11			7,05	1,40
Petit Garrot			2,00	1,11	1,00	0,96	3,00	2,89			1,09	1,06			2,00	1,47	1,15	0,47
Bec-scie couronné	9,82	3,79	13,00	3,73	15,00	4,75	14,00	2,78	10,53	4,24	1,09	1,22	11,00	2,72	16,00	5,64	11,41	1,36
Grand Bec-scie	8,04	3,04	14,00	3,60	7,00	3,20	6,00	2,36	13,16	4,69	15,22	5,33	8,00	3,47	10,00	3,56	10,00	1,29
Bec-scie à poitrine rousse	0,89	0,88											1,00	0,96			0,26	0,18
Total	95,36	16,77	99,00	15,40	92,60	15,70	99,80	21,80	97,63	17,79	116,96	15,02	149,40	26,75	110,80	19,09	107,59	6,74
% des zones humides occupées	34,3 %		39,3 %		43,9 %		45,1 %		42,1 %		41,8 %		42,7 %		37,5 %		40,8 %	

Figure 6
Densités de reproduction de huit espèces communes de sauvagine et des groupes taxonomiques combinés dans les huit blocs recensés dans le nord-est de l'Ontario, exprimées en densité moyenne de couples indiqués aux 100 km^2



qui comptent en moyenne plus d'un couple nicheur aux 100 km^2 dans cette région. Les espèces piscivores (c.-à-d. le Huart à collier et le Grand Bec-scie) se trouvaient souvent ensemble dans les parcelles, bien que le Grand Bec-scie se soit trouvé plus souvent sur les rivières et les ruisseaux. Les espèces typiquement boréales, notamment le Garrot commun, le Bec-scie couronné, le Morillon à collier et le Canard noir se trouvaient souvent ensemble dans les parcelles. Des deux groupes restants, le plus important était celui des Canards huppés, des Sarcelles à ailes bleues (*Anas discors*) et des Canards malards (fig. 7), groupe qui était souvent associé aux zones agricoles de la région à l'étude.

Une évaluation du nombre d'oiseaux reproducteurs menacés par les effets des précipitations acides a été obtenue en utilisant les données des relevés faits dans la région ainsi que l'information sur la vulnérabilité au milieu acide (fig. 7). Étant donné que la plupart des terrains géologiquement vulnérables du nord-est et du centre de l'Ontario ont fait l'objet d'un relevé, les estimations des populations de sauvagine reproductrices ont été extrapolées à partir des informations existantes (tableau 3). Environ 105 000 paires d'oiseaux nichent dans un habitat vulnérable du nord-est de l'Ontario, d'environ 97 500 km^2 et qui reçoit actuellement plus de 10 kg de SO_4^{2-}·ha^{-1}·an^{-1} (fig. 3*a*, 3*b*). Des nombres considérables de piscivores (22 200 paires), de canards plongeurs (36 800 paires) et de canards de surface (44 700 paires) sont potentiellement touchés (fig. 7). Le nombre estimatif de paires des espèces les plus communes sont : le Huart à collier (12 500), le Grand Bec-scie (9 700), le Canard huppé (7 100), la Sarcelle à ailes bleues (3 000),

Figure 7
Dendrogramme produit par TWINSPAN illustrant les principales associations des espèces de sauvagine à partir des relevés systématiques faits dans les huit blocs du nord-est de l'Ontario, et décrivant la position relative de chacune quant au nombre de couples indiqués se reproduisant dans les régions géologiquement vulnérables, recevant des dépôts humides de sulfate supérieurs à 10 kg ha^{-1} an^{-1}

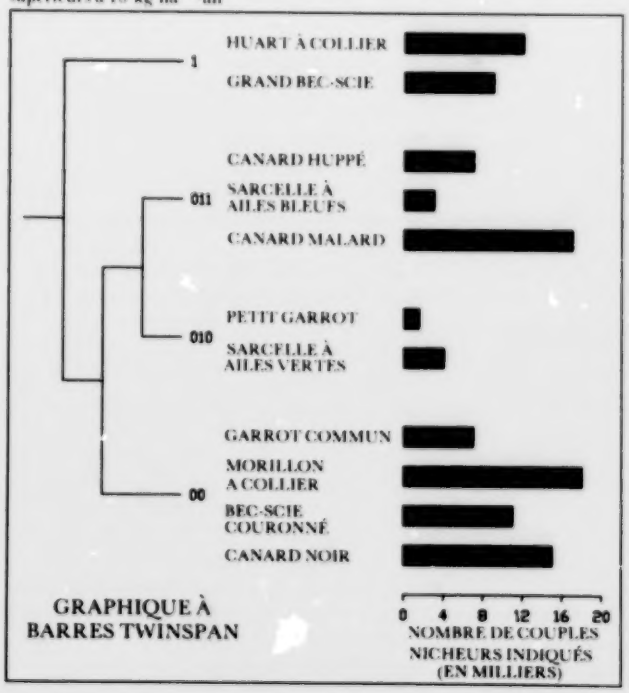


Tableau 4
Comparaison par année des résultats des relevés de la sauvagine provenant de trois blocs dans le nord-est de l'Ontario, exprimée sous forme de densité moyenne de couples indiqués aux 100 km²

Espèce	Lac Ranger (spécial)		Gogama		Killarney	
	1980-81	1985	1981	1985	1981	1985
Huart à collier	9,00	10,00	21,00	17,00	13,04	15,22
Canard malard	2,00	4,00	6,00	6,00	30,44	26,09
Canard noir	9,60	6,00	19,40	18,60	12,17	12,61
Sarcelle à ailes vertes			2,00	2,00	2,17	6,52
Sarcelle à ailes bleues					10,87	7,61
Canard huppé		2,00			4,35	10,87
Morillon à collier	13,00	24,00	27,00	16,00	21,74	20,65
Garrot commun	12,00	15,00	14,00	10,00	1,09	
Petit Garrot	1,00	1,00	6,00	1,00		1,09
Bec-scie couronné	10,00	15,00	14,00	15,00	9,78	1,09
Grand Bec-scie	9,00	10,00	9,00	7,00	8,70	15,22
Total	65,60	87,00	118,40	92,60	114,35	116,96

Tableau 5
Comparaison de quatre années de relevés de la sauvagine dans 43 parcelles dans la région du lac Ranger, exprimée sous forme de densité moyenne de couples indiqués aux 100 km²

Espèces	1980	1981	1982	1985
Huart à collier	29,0	46,0	42,0	39,0
Canard malard	9,0	17,0	9,0	18,0
Canard noir	23,8	30,6	27,4	40,2
Sarcelle à ailes vertes	1,0	2,0	0,0	0,0
Sarcelle à ailes bleues	0,0	0,0	1,0	1,0
Canard souchet	0,0	3,0	0,0	0,0
Canard huppé	0,0	6,0	8,0	8,0
Morillon à collier	40,0	45,0	36,0	44,0
Garrot commun	52,0	66,0	57,0	56,0
Petit Garrot	2,0	3,0	1,0	1,0
Bec-scie couronné	23,0	19,0	28,0	22,0
Grand Bec-scie	11,0	14,0	33,0	25,0
Total	190,8	251,6	242,4	254,2

le Canard malard (16 400), le Petit Garrot (*Bucephala albeola*) (1 100), la Sarcelle à ailes vertes (*Anas crecca*) (3 100), le Garrot commun (6 900), le Morillon à collier (17 700), le Bec-scie couronné (11 100) et le Canard noir (15 100).

1.2. Variabilité temporelle de l'abondance de la sauvagine

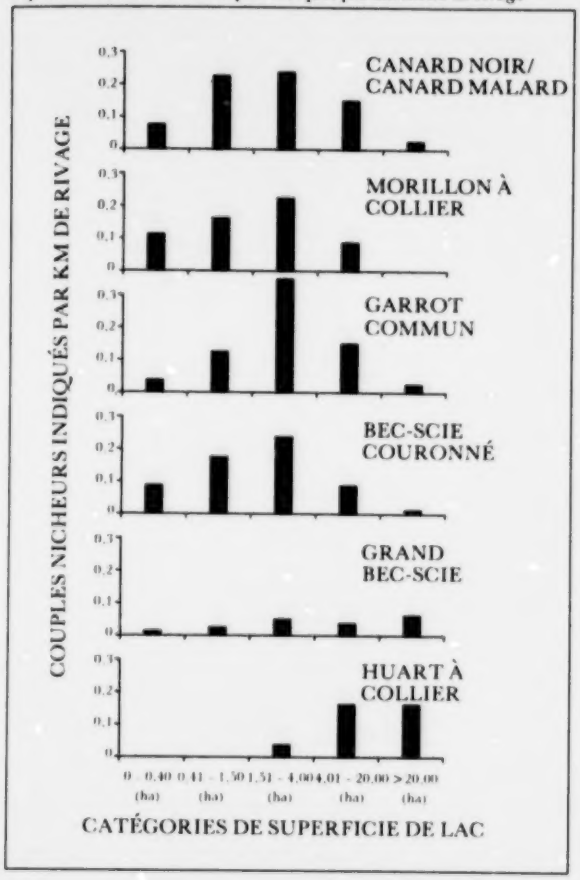
Trois blocs (Lac Ranger, Gogama et Killarney) ont fait l'objet d'un second relevé après quatre ans (1981 et 1985) (tableau 4) et l'abondance relative des espèces était presque identique au cours de ces deux relevés. Aucune différence statistiquement significative ne pouvait être discernée bien qu'il y ait eu certaines divergences occasionnelles entre les valeurs de certaines espèces (test du rang et des signes Wilcoxon) (Siegel, 1956). Les relevés basés sur une seule visite ont un élément de variabilité additionnel étant donné que les oiseaux se déplacent dans un certain nombre de lacs qui font partie de leur territoire et ne sont pas nécessairement sur le lac où ils ont établi leur nid lors du relevé. Il est tout à fait possible qu'un oiseau qui se reproduit dans une parcelle donnée soit temporairement à l'extérieur de celle-ci lors du relevé ou vice versa. Le fait que la densité annuelle moyenne de la sauvagine des trois blocs était presque identique au cours des deux années de relevé (1981 = 99,45; 1985 = 98,85) suggère fortement que l'erreur d'échantillonnage joue un rôle majeur dans les différences au niveau des espèces. Ces résultats sont en grande partie confirmés par les relevés multiples faits dans la région du lac Ranger (tableau 5), où on n'a pu observer aucune tendance significative. Le faible compte total des oiseaux aquatiques pour 1980 peut être dû en partie à l'inexpérience étant donné que c'était la première année d'utilisation de cette technique de relevé.

Lorsque l'on considère l'ensemble des données du second relevé, on n'aperçoit aucune augmentation ou diminution constante des populations individuelles de sauvagine au cours de ces années. Seul le Canard huppé montre une augmentation constante dans toutes ces comparaisons. Bien que cette tendance n'ait pas une importance statistique, elle est vraisemblablement réelle étant donné que cette espèce a constamment augmenté en nombre dans le sud de l'Ontario (Ross *et al.*, 1984) et ailleurs dans tout son territoire (Bellrose, 1978). D'autres espèces ont eu des populations relativement stables, ce qui autorise la comparaison de l'abondance et de la répartition de ces oiseaux dans les différentes régions, durant différentes années au cours de la période à l'étude.

1.3. Répartition de la sauvagine dans les régions à l'étude

Lorsque l'étude s'est déplacée dans une deuxième région plus agressée par la pollution acide (Wanapitei) en 1983, il a fallu établir si la sauvagine choisissait les mêmes habitats dans les deux régions, c.-à-d. si les lacs comparables dans les deux régions étaient occupés de la même façon. Pour y arriver, les lacs ont été divisés en diverses classes ou cellules selon la superficie globale de l'eau, l'indice d'aménagement du rivage et la longueur des zones littorales bien développées (voir l'annexe 6 pour la description des cellules). L'occupation des lacs (présence d'une paire indiquée) dans des cellules semblables pouvait alors être comparée entre les deux régions. Ces résultats provenant de 649 et 414 zones humides dans les régions respectives du lac Ranger et de Wanapitei sont donnés à l'annexe 6 pour six espèces communes. Les fréquences réelles des lacs occupés par rapport aux lacs inoccupés ont été comparées à l'aide de multiples ensembles issus de tests χ 2 selon la méthode Mantel-Haenszel pour combiner un ensemble de 2 × 2 tableaux. Ces essais n'ont révélé aucune différence significative entre les deux régions à l'étude en ce qui a trait à l'occupation de zones humides comparables. Bien que la densité de reproduction relativement faible rende l'interprétation des tests statistiques problématique, l'étude approfondie des valeurs indique également un degré considérable de similitude entre ces deux régions. Ces résultats suggèrent que la sauvagine se comporte de façon semblable en réponse à un grand éventail de types d'habitat dans les deux régions à l'étude et assurent ainsi la continuité nécessaire pour tirer des conclusions plus générales au sujet du mode de sélection

Figure 8
Densités de reproduction de six espèces communes de sauvagine dans les lacs de diverses classes de superficie dans les deux régions à l'étude combinées, exprimées en nombre de couples indiqués par kilomètre de rivage



de l'habitat pour la couvaison et des rapports prédateurs-proies dans les deux régions à l'étude.

Étant donné qu'aucune différence n'a été établie en ce qui a trait à la sélection du type de lac, les données des deux régions peuvent être réunies pour étudier les préférences relatives aux dimensions des lacs. La densité des couples reproducteurs a été calculée en fonction du nombre de paires indiquées de chaque espèce par kilomètre de rivage des lacs dans les cinq classes de superficie utilisées dans l'analyse précédente (fig. 8). Il est évident que les insectivores (le Garrot commun et le Bec-scie couronné) et les généralistes (le Canard noir, le Canard malard et le Morillon à collier) préfèrent les petits lacs habituellement de moins de 20 ha, et particulièrement ceux dont la superficie varie de 1,5 à 4,0 ha. Les piscivores (Grand Bec-scie et Huart à collier) occupent des nappes d'eau plus étendues bien que le Grand Bec-scie utilise également des habitats de rivière et de petits cours d'eau. Ces résultats viennent appuyer la décision selon laquelle il faut restreindre l'étude aux zones humides plus petites, principalement celles d'amont (voir tableau 2), afin de se concentrer sur le plus d'oiseaux possible.

2. Description des milieux lacustres

2.1. Analyse factorielle

Les statistiques fondamentales (moyenne ± l'écart-type, médiane) de 31 variables morphométriques et chimiques sont résumées au tableau 6 selon les cinq groupes de vulnérabilité de la roche en place définis à l'annexe 1 (lac Ranger—VIXEN et GONG; Wanapitei—vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS)). Une analyse factorielle principale a été appliquée à 22 variables environnementales pour décrire le milieu des lacs d'amont étudiés. Les variables ont été choisies de façon à correspondre à la morphométrie du lac et du bassin hydrographique (superficie du

Figure 9
Diagramme illustrant les résultats de l'analyse factorielle principale de l'ensemble de données combinées du lac Ranger et de Wanapitei (N = 123 lacs). Le pourcentage de la variabilité du facteur individuel expliqué par chaque variable est indiqué

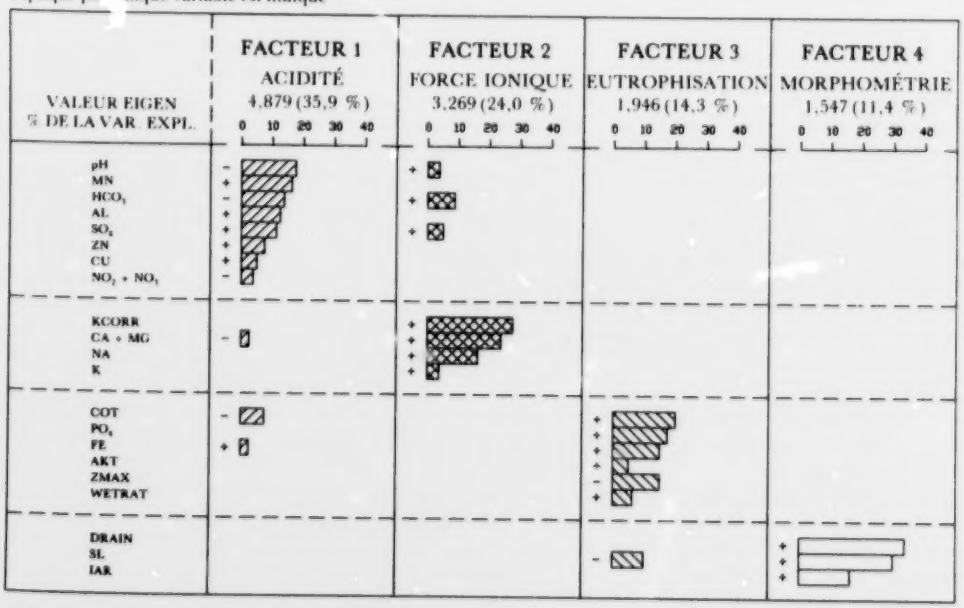


Tableau 6
Résumé des statistiques (moyenne ± É.-T., médiane) de 31 paramètres chimiques et physiques des lacs échantillonnés dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei en 1983, selon les groupes de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger — VIXEN et GONG; Wanapitei — vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS)

			Wanapitei									Lac Ranger					
			WHS (N = 20)			WMS (N = 24)			WLS (N = 11)			VIXEN (N = 35)			GONG (N = 34)		
Variable	Unités		Moyenne	± É.-T.	Médiane	Moyenne	± É.-T.	Médiane	Moyenne	± É.-T.	Médiane	Moyenne	± É.-T.	Médiane	Moyenne	± É.-T.	Médiane
Morphométrie lacustre																	
1. Altitude du lac	pi		1098	79	1050	1040	94	1000	1096	61	1100	1374	153	1450	1582	103	1600
2. Longueur du rivage	m		1108	566	1080	1947	1304	1708	1584	725	1786	1514	965	1188	2009	1243	1607
3. Superficie du lac	ha	*	4,24	3,08	3,15	8,68	8,33	4,55	6,75	4,85	7,0	6,59	6,28	4,60	9,74	6,73	8,25
4. Superficie riparienne	ha		1,97	1,63	1,50	4,37	6,60	2,35	1,91	2,04	1,90	2,71	6,25	1,10	2,79	5,91	1,30
5. Rapport des zones humides		*	1,62	0,63	1,48	1,69	0,74	1,53	1,51	0,67	1,28	1,55	0,78	1,33	1,34	0,47	1,17
6. Aménagement du rivage		*	1,57	0,34	1,55	2,00	0,84	1,78	1,82	0,34	1,73	1,78	0,45	1,66	1,82	1,19	1,69
7. Superficie du bassin hydrographique	ha	*	122,8	130,4	63,4	296,1	464,9	81,3	74,1	40,5	74,6	445,4	524,9	230,7	256,8	235,1	160,9
8. Profondeur maximale	m	*	4,36	2,69	3,40	5,31	3,58	4,50	6,38	4,24	5,20	6,24	5,80	4,60	6,64	6,31	4,50
Chimie lacustre																	
9. pH		*	4,75	0,40	4,65	5,50	0,67	5,69	6,09	0,89	6,33	6,57	0,49	6,66	6,17	0,43	6,28
10. Conductivitité pondérée	µmho·cm^{-1}	*	27,3	4,9	27,8	31,5	6,6	31,1	39,2	14,0	34,2	33,7	9,2	34,8	23,0	3,3	23,3
11. Couleur de l'eau	unités Hazen		14	13	10	25	18	20	25	17	20	44	32	38	25	16	20
12. Alcalinité (TIP)	µeq·L^{-1}	*	3,4	12,4	0	37,3	53,2	16,7	119,9	150,4	52,1	141,5	82,7	141,8	50,1	33,9	52,7
13. Calcium	mg·L^{-1}	*	2,32	0,74	2,04	3,71	1,23	3,69	5,71	3,49	4,14	4,12	1,21	4,17	2,78	0,65	2,68
14. Magnésium	mg·L^{-1}	*	0,56	0,09	0,54	0,74	0,21	0,71	0,88	0,32	0,82	1,03	0,38	1,02	0,61	0,09	0,60
15. Potassium	mg·L^{-1}	*	0,49	0,10	0,45	0,55	0,16	0,50	0,71	0,27	0,64	0,62	0,23	0,56	0,53	0,15	0,54
16. Sodium	mg·L^{-1}	*	0,79	0,13	0,76	0,94	0,18	0,96	0,91	0,09	0,87	1,04	0,26	1,07	0,72	0,11	0,71
17. Sulfate	mg·L^{-1}	*	10,7	1,47	11,4	11,1	2,21	10,6	10,8	0,97	10,7	7,4	1,04	7,4	6,9	0,98	6,9
18. Silice	mg·L^{-1}		3,19	1,05	3,08	2,97	1,21	3,05	2,05	1,08	1,87	3,63	1,37	3,71	2,56	1,12	2,54
19. Chlorure	mg·L^{-1}		0,35	0,15	0,32	0,41	0,16	0,38	0,44	0,09	0,42	0,69	0,15	0,67	0,57	0,15	0,53
20. Nickel	µg·L^{-1}		13,07	5,91	13,1	8,05	4,51	7,5	9,71	6,35	7,0	0,12	0,24	0,1	0,05	0,05	0
21. Manganèse	µg·L^{-1}	*	104,8	59,4	90,1	47,9	32,6	51,3	69,5	98,8	38,6	13,2	11,3	9,7	14,0	9,3	11,9
22. Aluminium	µg·L^{-1}	*	396,9	201,3	403,5	189,3	131,9	154,2	152,6	95,2	148,0	115,6	64,2	109,0	149,8	51,9	151,9
23. Cuivre	µg·L^{-1}	*	1,95	1,18	2,15	5,42	16,19	1,95	1,73	0,98	1,80	0,97	0,73	1,1	0,67	0,93	0,1
24. Zinc	µg·L^{-1}	*	10,26	5,81	10,10	7,33	4,99	6,90	6,15	3,59	6,00	5,49	2,95	4,90	7,60	7,39	5,35
25. Fer	µg·L^{-1}	*	142,1	117,2	101,6	114,9	96,9	87,0	94,5	67,9	73,0	113,9	81,8	87,0	83,2	51,5	77,6
26. Carbone organique total	mg·L^{-1}	*	3,66	1,94	3,70	4,86	2,51	4,35	6,15	3,41	6,30	8,75	2,82	9,10	8,27	2,01	8,50
27. Azote Kjeldhal total	µg·L^{-1}	*	237	119	210	195	254	205	320	188	250	293	078	290	256	0,55	245
28. NH_3	µg·L^{-1}	*	21,33	11,79	19,05	19,58	10,62	16,30	22,87	8,75	18,50	22,75	7,39	21,90	20,91	7,59	19,00
29. NO_2 + NO_3	µg·L^{-1}	*	11,81	16,51	4,64	11,44	17,66	3,51	10,49	12,11	7,09	60,78	75,57	31,3	17,59	16,35	11,35
30. Phosphore total	µg·L^{-1}		5,77	3,04	5,21	4,88	2,62	4,53	3,59	2,32	2,42	2,73	2,15	2,96	3,47	2,48	3,33
31. Phosphore réactif soluble	µg·L^{-1}	*	1,14	0,46	1,09	1,41	0,66	1,29	1,47	1,18	0,98	1,21	0,38	1,10	1,35	0,55	1,39

* Variables utilisées dans l'analyse factorielle principale.

lac, indice d'aménagement du rivage, rapport des zones humides, superficie cumulative du bassin hydrographique et profondeur maximale decelée), la chimie des ions principaux (pH, KCORR, (Ca^{2+} + Mg^{2+}), K^+, Na^+, HCO_3^- et SO_4^{2-}), les concentrations de métaux traces (Al, Mn, Cu, Zn et Fe) et les teneurs en éléments nutritifs (COT, AKT, NH_3, NO_2 + NO_3 et PO_4). Les variables dont les distributions étaient très asymétriques ou qui comportaient des données manquantes ont été rejetées, comme l'indique le tableau 6. Afin de normaliser la répartition, les données ont été transformées en logarithmes (à l'exception du pH) et converties en cotes unitaires de façon que chaque variable soit pondérée également à des fins de comparaison dans l'analyse. Seuls les lacs ayant des données chimiques, physiques et biologiques complètes, y compris les relevés sur les pêches et la sauvagine, ont été inclus. On a donc utilisé les données de 123 lacs (69 de la région du Lac Ranger et 54 de la région de Wanapitei).

Une analyse factorielle a été effectuée afin de réduire les données aux principaux axes représentant la majeure partie des variations entre les variables de description. Le processus FACTOR (Statistical Analysis System Institute Inc., 1982) a été utilisé, les coefficients de corrélation multiple élevés au carré pour chaque variable par rapport aux autres variables représentant l'évaluation des communalités précédentes. On a fait appel à la méthode de rotation VARIMAX (Statistical Analysis System Institute Inc., 1982) afin de permettre l'interprétation des saturations de facteur. Il s'agit d'une méthode de rotation orthogonale qui simplifie les colonnes en maximisant la variance des saturations de chaque colonne élevées au carré.

Les résultats de l'analyse factorielle effectuée sur l'ensemble des données combinées (N = 123) sont résumés au tableau 7*a*. Les pourcentages de la variabilité de chaque facteur expliquée par chaque descripteur sont illustrés à la figure 9. Quatre facteurs principaux comptant pour 85,6 % de la variance totale après rotation ont ainsi été élaborés et en voici la description :

(1) Facteur 1 — Décrit comme étant l'axe de "l'acidité", le facteur 1 explique 35,9 % de la variance. Les variables chimiques les plus fortement associées au facteur 1 sont toutes reliées aux dépôts acides causés par les activités de fonderie. Cela est évident à partir des corrélations fortement positives de plusieurs métaux (Mn, Al, Zn, Cu et Fe) et du sulfate (SO_4^{2-}). La corrélation fortement négative du pH (– 0,888) et du bicarbonate (– 0,793) pour ce facteur concorde avec l'interprétation.

(2) Facteur 2 — Décrit comme étant l'axe de la "force ionique", le facteur 2 explique 24,0 % de la variance. La force de l'influence minérale dans ces lacs d'amont est bien représentée dans ce second axe factoriel. La teneur en Ca^{2+} + Mg^{2+}, Na^+ et K^+ influe positivement sur le facteur 2, tout comme la mesure associée de la force ionique (KCORR). Cet axe pourrait également être considéré comme étant la capacité de tampon minéral indiquée par les corrélations positives du pH (+ 0,355) et du bicarbonate (+ 0,538) en plus des cations susmentionnés. Le

Tableau 7*a*
Résultats de l'analyse des principaux facteurs de 123 lacs dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei.*

	Profil des facteurs après rotation				
Variable	Facteur 1 "acidité" Valeur Eigen: 4,879 % de la var.: 35,9 %	Facteur 2 "force ionique" 3,262 24,0 %	Facteur 3 · "eutro-phisation" 1,946 14,3 %	Facteur 4 "morpho-métrie" 1,547 11,4 %	Total 11,634 85,6 %
1. pH	**– 0,888**	**+ 0,355**			
2. Mn	**+ 0,879**				
3. HCO_3	**– 0,793**	**+ 0,538**			
4. Al	**+ 0,746**	– 0,265	+		
5. SO_4	**+ 0,701**	**+ 0,406**			
6. Zn	**+ 0,579**	– 0,284	+		
7. Cu	**+ 0,489**	+ 0,253			
8. $NO_2 + NO_3$	**– 0,459**				
9. NH_3	– 0,269				
10. KCORR		**+ 0,946**			
11. Ca + Mg	**– 0,381**	**+ 0,877**			
12. Na		**+ 0,749**			
13. K		**+ 0,343**	+		
14. COT	**– 0,513**		**+ 0,629**	+	
15. PO_4			**+ 0,594**		
16. Fe	**+ 0,342**		**+ 0,548**		
17. ZMAX	– 0,271		**– 0,536**		
18. WETRAT	+		**+ 0,356**		
19. TKN	–		**+ 0,329**		
20. DRAIN				**+ 0,732**	
21. SL			**– 0,429**	**+ 0,696**	
22. IAR				**+ 0,532**	

* Les cotes des facteurs sont soulignées lorsque le coefficient de corrélation r est $> 0{,}321$ ($p < 0{,}001$) : sinon $r > 0{,}254$ ($p < 0{,}01$). Les signes positifs ou négatifs seuls indiquent $r > 0{,}194$ ($p < 0{,}05$).

Tableau 7*b*
Résultats de l'analyse des principaux facteurs de 54 lacs dans la région à l'étude de Wanapitei*

	Profil des facteurs après rotation				
Variable	Facteur 1 "acidité" Valeur Eigen: 5,444 % de la var.: 35,7 %	Facteur 2 "force ionique" 2,187 14,3 %	Facteur 3 "eutro-phisation" 2,172 14,2 %	Facteur 4 "morpho-métrie" 2,051 13,4 %	Total 11,854 77,7 %
1. pH	**+ 0,916**		+		
2. Mn	**– 0,847**				
3. HCO_3	**+ 0,865**		+ 0,359		
4. Al	**– 0,849**				
5. SO_4			**+ 0,541**		
6. Zn	**– 0,834**				
7. Cu		**+ 0,543**			
8. $NO_2 + NO_3$				**– 0,445**	
9. NH_3				– 0,391	
10. KCORR	**+ 0,548**		**+ 0,702**		
11. Ca + Mg	**+ 0,728**		**+ 0,600**		
12. Na	+ 0,364		+ 0,397		
13. K		+ 0,358			
14. COT	+ 0,443	**+ 0,748**			
15. PO_4		**+ 0,632**			
16. Fe	–	+ 0,377	**– 0,588**		
17. ZMAX	+	**– 0,445**			
18. WETRAT		+ 0,377			
19. TKN				–	
20. DRAIN				**+ 0,729**	
21. SL				**+ 0,785**	
22. IAR				**+ 0,506**	

* Les cotes des facteurs sont soulignées lorsque le coefficient de corrélation r est $> 0{,}443$ ($p < 0{,}001$) : sinon $r > 0{,}354$ ($p < 0{,}001$). Les signes positifs ou négatifs seuls indiquent $r > 0{,}273$ ($p < 0{,}05$).

sulfate a une influence positive moyenne (+ 0,406) sur l'axe, mais accroît plus fortement le facteur 1.

(3) Facteur 3 — Décrit comme étant l'axe de "l'eutrophisation"[1], le facteur 3 explique 14,3 % de la variance et est défini à la fois par les paramètres chimiques et morphométriques qui, ensemble, décrivent un gradient de conditions trophiques. La concentration des éléments organiques et des éléments nutritifs dans l'eau est représentée par les charges positives de COT, de PO_4, de Fe et d'AKT et coïncide avec la saturation positive moyennement élevée dans le rapport des zones humides (WETRAT = + 0,356), ce qui indique une proportion élevée d'habitats ripariens par rapport aux eaux libres des zones humides et qui dénote donc une étape de plus grande maturité. Les saturations négatives ont également été associées à cet axe pour la profondeur maximale (– 0,536) et la superficie des lacs (– 0,429).

(4) Facteur 4 — Décrit comme étant l'axe de la "morphométrie", le facteur 4 explique 11,4 % de la variance et il est défini seulement par les saturations positives des variables physiques, notamment la superficie des lacs (SL), la forme des lacs (IAR) et la superficie du bassin hydrographique (DRAIN).

À l'aide des méthodes décrites ci-dessus, les analyses des facteurs indépendants ont été effectuées sur les lacs des régions à l'étude de Wanapitei et du lac Ranger. Les résultats de l'analyse combinée (tableau 7*a*) étaient semblables à ceux obtenus pour les seuls lacs de la région de Wanapitei (tableau 7*b*). Près de la moitié de la variance totale était expliquée par le facteur 1 qui était fortement pondéré par les paramètres reliés aux dépôts acides, notamment le pH, Mn, Al et Zn. Les facteurs 2, 3 et 4 ont contribué de façon presque égale au profil factoriel global représentant 41,9 % de la variation. Les facteurs 2 et 3 correspondaient étroitement aux facteurs de l'eutrophisation et de la force ionique définis dans l'analyse combinée, tandis que le facteur 4 était lui aussi principalement pondéré par les paramètres morphométriques.

Les résultats de l'analyse factorielle de la région du lac Ranger (tableau 7*c*) étaient également semblables aux cotes combinées. Les facteurs 1 et 2 combinés expliquaient 58,1 % de 80,3 % de la variance rotative totale; cependant, les paramètres comme le pH, Mn, Al et Zn avaient tendance à augmenter la saturation à la fois pour

[1]Le terme "eutrophisation" n'est pas utilisé dans son contexte limnologique propre défini par des caractéristiques quantitatives comme le phosphore total, l'azote total, la chlorophylle *a* et la limpidité mesurée avec le disque Secchi (Vollenweider et Kerekes, 1982). Il se réfère toutefois au gradient des conditions trophiques (défini par les éléments chimiques et physiques) allant de l'ultra-oligotrophe à l'oligotrophe, et représente les phases réelles de la maturation des nappes d'eau sur le Bouclier précambrien.

le facteur 1, la force ionique, et le facteur 2, l'eutrophisation. Les facteurs 3 et 4 expliquaient seulement 22,2 % de la variance. Bien que le facteur 3 comprenne plusieurs paramètres morphométriques, il est difficile d'interpréter le facteur 4. Bien que le gradient "acidité" dans la région du lac Ranger fût moins bien défini que dans la région de Wanapitei, d'autres rapports chimiques et physiques étaient semblables.

Les résultats obtenus dans l'étude actuelle sont semblables à ceux obtenus par Pitblado *et al.* (1980) à la suite d'une analyse des données sur la chimie de l'eau (23 variables), recueillies dans 187 lacs dans un rayon de 200 km de Sudbury. Une analyse des principaux éléments a indiqué que la majeure partie de la variabilité chimique dans ces réseaux lacustres était attribuable à quatre éléments : les conditions des éléments nutritifs, de la capacité tampon, des dépôts atmosphériques et du chlorure de sodium. Dans notre étude, la composition ionique, les teneurs en éléments nutritifs et les paramètres morphométriques étaient combinés pour décrire une grande partie des milieux lacustres mesurés dans les lacs d'amont. Étant donné que nos études de la sauvagine étaient conçues dans le but d'évaluer les effets de l'acidification de l'écosystème aquatique sur un ensemble représentatif de lacs d'amont dans le nord-est de l'Ontario, des analyses supplémentaires des corrélations de l'habitat ont été effectuées à l'aide des cotes provenant de l'analyse factorielle effectuée pour tous les lacs combinés de la région à l'étude (tableau 7*a*).

2.2. Géochimie et vulnérabilité de la roche en place

Afin d'évaluer l'importance de la vulnérabilité de la roche en place sur la géochimie des lacs à l'étude, une analyse à sens unique de la variance (ANOVA) a été faite sur les cotes des facteurs provenant de l'analyse factorielle combinée de tous les lacs répartis en cinq classes de vulnérabilité de la roche en place définies à l'annexe 1. Les comparaisons significatives par paire entre les différents groupes de vulnérabilité de la roche en place ont été établies d'après le test studentisé de Tukey dont les résultats sont présentés à la figure 10. L'influence géologique a été considérable dans la répartition des cotes des facteurs 1 (acidité) et 2 (force ionique). Aucune différence significative entre les types de roche en place n'a été trouvée en ce qui a trait au facteur 3 (eutrophisation) et seules de très faibles différences étaient visibles en ce qui a trait au facteur 4 (morphométrie).

En général, les caractéristiques physiographiques des lacs et des bassins hydrographiques étaient semblables pour les deux régions à l'étude et entre les divers groupes de vulnérabilité de la roche en place (tableau 6). Ces lacs peuvent être décrits comme étant simplement des lacs d'amont petits et peu profonds dont le rivage est modérément irrégulier. La plupart des lacs drainent les eaux de bassins hydrographiques relativement petits et contiennent souvent une communauté de zone littorale bien développée avec un habitat riparien considérable constitué d'arbustes de la famille des éricacées et de végétation à base de grami-

Tableau 7*c*
Résultats de l'analyse des principaux facteurs de 69 lacs dans la région à l'étude du lac Ranger*

		Profil des facteurs après rotation				
Variable	Valeur Eigen: / % de la var.:	Facteur 1 "acidité" 5,386 / 34,5 %	Facteur 2 "force ionique" 3,682 / 23,6 %	Facteur 3 "eutrophisation" 1,759 / 11,3 %	Facteur 4 "morphométrie" 1,701 / 10,9 %	Total 12,528 / 80,3 %
1. pH		+ 0,816	− 0,400			
2. Mn		− 0,407	+ 0,514	+		
3. HCO_3		+ 0,893	−			
4. Al		− 0,470	+ 0,741			
5. SO_4		+	+ 0,585			
6. Zn		− 0,429	+ 0,379		+ 0,401	
7. Cu		+			+ 0,580	
8. NO_2 + NO_3		+ 0,462		+ 0,439	+	
9. NH_3					+ 0,652	
10. KCORR		+ 0,959				
11. Ca + Mg		+ 0,946				
12. Na		+ 0,875				
13. K		+		− 0,419	+ 0,367	
14. COT			+ 0,664			
15. PO_4		−	+ 0,574	−		
16. Fe			+ 0,755			
17. ZMAX			− 0,606	+	+ 0,377	
18. WETRAT					− 0,496	
19. TKN			+ 0,377			
20. DRAIN		+		+ 0,664		
21. SL		−	− 0,392	+ 0,609		
22. IAR				+ 0,446		

* Les cotes des facteurs sont soulignées lorsque le coefficient de corrélation r est $> 0,379$ ($p < 0,001$) : sinon $r > 0,302$ ($p < 0,01$). Les signes positifs ou négatifs seuls indiquent $r > 0,232$ ($p < 0,05$).

Figure 10
Comparaisons entre les groupes de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger—VIXEN et GONG; Wanapitei—vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS)) pour chacun des quatre facteurs, illustrées par des intervalles de confiance de 95 % des cotes factorielles moyennes. Les différences importantes entre les types de roche en place (à l'aide de l'application du test d'étendues multiples par Tukey) sont également décrites

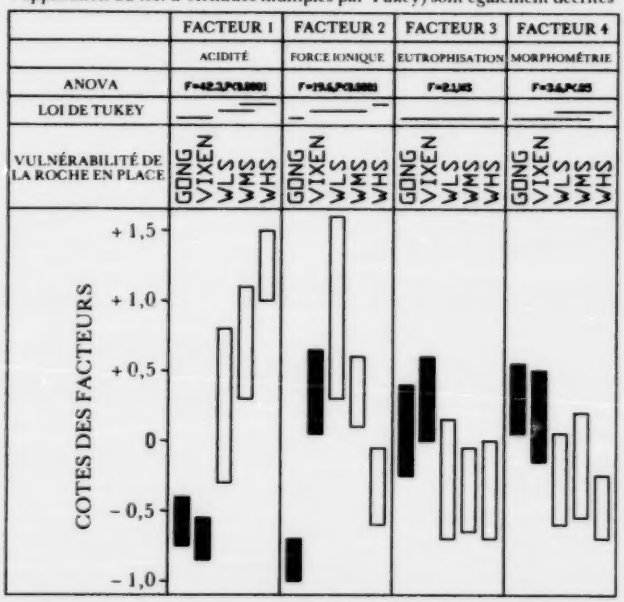


Tableau 8
Comparaison des teneurs moyennes en éléments nutritifs ($\mu g \cdot L^{-1}$) et des rapports des éléments nutritifs dans les lacs à l'étude, notamment les lacs de l'étude environnementale de Sudbury (SES) (données modifiées de Yan et Miller, 1984), en fonction des groupes de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger — VIXEN et GONG; Wanapitei — vulnérabilité élevée (WHS) moyenne (WMS) et faible (WLS)*

Emplacement	*N*	Distance de Sudbury, km	Paramètre, $\mu g \cdot L^{-1}$*†					Rapport	
			PT	AT	AKT	$NO_2 + NO_3$	NH_3	PIT/AT	AT/PT
SES									
Hannah		4	5,7	743,3	150	576,0	17,3	0,798	130,4
Middle		5	7,3	660,0	180	442,0	38,0	0,727	90,4
Lohi		11	6,1	338,5	193	76,9	68,6	0,429	55,5
Clearwater		13	6,5	199,8	102	61,6	36,2	0,489	30,7
Labelle		27	10,7	300,9	256	20,3	24,6	0,149	28,1
Nelson		28	4,6	218,2	178	21,3	18,9	0,184	47,4
Mountaintop		52	6,4	251,6	191	36,5	24,1	0,241	39,3
Wanapitei									
WHS	20	56	5,8	270,1	237	11,8	21,3	0,123	46,6
			(5,2)	(233,7)	(210)	(4,6)	(19,1)	(0,101)	(44,9)
WMS	24	58	4,9	226,0	195	11,4	19,6	0,137	46,1
			(4,5)	(224,8)	(205)	(3,5)	(16,3)	(0,088)	(49,9)
WLS	11	44	3,6	353,4	320	10,5	22,9	0,095	98,2
			(2,4)	(275,6)	(250)	(7,1)	(18,5)	(0,093)	(114,8)
Lac Ran									
GONG	34	210	3,5	294,5	256	17,6	20,9	0,131	84,1
			(3,3)	(275,4)	(245)	(11,4)	(19,0)	(0,110)	(83,5)
VIXEN	35	230	2,7	376,6	293	60,8	22,8	0,222	139,5
			(2,9)	(343,2)	(290)	(31,3)	(21,9)	(0,155)	(118,3)

* Les valeurs médianes sont écrites entre parenthèses.
† Abréviations utilisées : PT = phosphore total; AT = [AKT + NH_3 + (NO_2 + NO_3)]; AKT = azote Kjeldhal total; PIT = [NH_3 + (NO_2 + NO_3)].

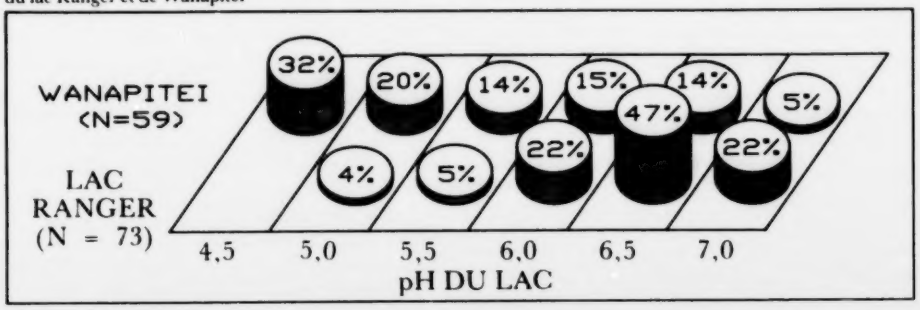
nées. Au niveau de la morphométrie des lacs, les faibles différences entre les lacs très vulnérables de la région de Wanapitei (WHS) et les deux groupes de lacs VIXEN et GONG (fig. 10) peuvent être en grande partie attribuées aux bassins hydrographiques confinés et aux dimensions en général plus petites des lacs WHS comparativement à ceux échantillonnés dans la région du lac Ranger.

Ces paramètres chimiques et physiques qui décrivent le facteur 3, soit l'eutrophisation, n'indiquent aucune différence significative entre les divers types de roche en place (fig. 10). Peu de choses prouvent que la vulnérabilité de la roche en place explique la variabilité de la teneur en carbone organique (COT), des teneurs en éléments nutritifs (PO_4 et AKT) ou la morphométrie des lacs (ZMAX, WETRAT et SL). Bien qu'arbitraire de nature, le système des limites fixes utilisé pour les catégories trophiques proposées par Vollenweider et Kerekes (1982) donne une bonne définition de la terminologie trophique. La majorité des lacs échantillonnés dans notre étude (64 et 43% respectivement pour la région du lac Ranger et celle de Wanapitei) seraient classés comme ultra-oligotrophes ($PT \leq 4{,}0\ \mu g \cdot L^{-1}$), les autres lacs étant considérés comme oligotrophes ($PT \leq 10{,}0\ \mu g \cdot L^{-1}$) (tableau 8). Un peu moins de 3 % ($N = 3$) des lacs échantillonnés pourraient être considérés comme étant mésotrophes ($PT = 10\text{–}35\ \mu g \cdot L^{-1}$). Dans notre étude, les teneurs médianes du phosphore total (PT) variaient de $2{,}4\ \mu g \cdot L^{-1}$ (WLS) à $5{,}2\ \mu g \cdot L^{-1}$ (WHS) (tableau 8), et ont en moyenne des teneurs inférieures à celles des lacs d'eau douce dilués ailleurs sur le Bouclier précambrien (Ca, $7\ \mu g \cdot L^{-1}$ dans la région des lacs expérimentaux) (Armstrong et Schindler, 1971). La teneur moyenne d'azote total (AT = AKT + (NO_2 + NO_3) + NH_3) variait d'une valeur minimale de $224{,}8\ \mu g \cdot L^{-1}$ (WMS) à $343{,}2\ \mu g \cdot L^{-1}$ (VIXEN). Le phosphore est sans aucun doute l'élément le moins fréquent dans ces lacs d'amont dilués. Le rapport de l'azote total (AT) / phosphore total (PT) était particulièrement élevé dans les groupes de la roche en place les moins vulnérables des deux régions à l'étude (lacs VIXEN (118:1) et lacs WLS (115:1), comparativement aux systèmes modérément vulnérables (WMS = 50:1) et élevés (WHS = 45:1) de la région de Wanapitei (tableau 8).

Pitblado *et al.* (1980) ont trouvé que les conditions des éléments nutritifs étaient très importantes pour classer les lacs dans la région métropolitaine de Sudbury et ils ont proposé que ces conditions correspondaient vraisemblablement à l'influence prépondérante de l'abondance des éléments nutritifs dans des systèmes d'eau lentique. Cependant, la nature productive de nombreux lacs échantillonnés était directement reliée à l'eutrophisation culturale étant donné que le rivage d'un grand nombre de lacs était considérablement aménagé (chalets). Bien que Yan et Miller (1984) aient décelé des teneurs moyennes remarquablement élevées de NO_2 + NO_3 dans les lacs acides près de Sudbury (tableau 8), Pitblado *et al.* (1980) n'ont trouvé aucun rapprochement entre les conditions des éléments nutritifs et la proximité de Sudbury. Dans notre étude, la concentration d'azote et de phosphore n'était pas reliée à l'influence des fonderies et était caractéristique des lacs oligotrophes les plus dilués du Bouclier précambrien. Les variations au niveau des teneurs en éléments nutritifs reflètent l'influence des facteurs morphométriques et lithologiques ou des charges naturelles d'éléments nutritifs (particulièrement le phosphore) dans ces lacs.

Bien que physiquement semblables, la composition ionique et la composition des métaux traces des lacs à l'étude variaient considérablement d'une région à l'autre et d'un groupe de roche en place vulnérable à l'autre. Il y avait de grandes différences entre les deux régions à l'étude en ce qui a trait à l'acidité des eaux de surface (fig. 11). Bien que l'on ait trouvé une vaste gamme de pH dans les lacs des deux régions, plus de 66 % des lacs échantillonnés dans la région de Wanapitei étaient acides ($pH < 5{,}5$), comparativement à moins de 10 % dans la région du lac

Figure 11
Comparaisons entre les répartitions du pH des lacs dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei



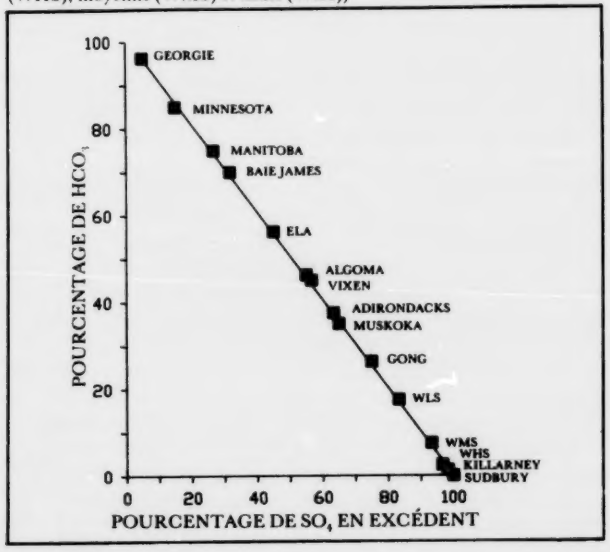
Ranger. Les résultats de l'analyse factorielle indiquent qu'il existe un gradient d'acidification entre les deux régions, variant de lacs très agressés par la pollution acide ou acides et situés sur une roche en place de vulnérabilité moyenne à élevée dans la région de Wanapitei (WMS et WHS) à des lacs un peu moins touchés situés sur une roche en place moins vulnérable dans les deux régions à l'étude (WLS, VIXEN et GONG) (fig. 10). Dans la région métropolitaine de Sudbury, Pitblado *et al.* (1980) ont trouvé que les conditions de la capacité tampon et celles des dépôts atmosphériques des lacs étaient reliées à l'impact des contaminants atmosphériques transportés à partir du complexe métallurgique de Sudbury ainsi qu'aux influences modératrices de la lithologie de la roche en place. Brousseau *et al.* (1985) ont étudié le rôle de la roche en place et de la géologie superficielle pour établir la vulnérabilité à l'acidification des lacs dans la région de Thunder Bay. Ils ont trouvé que dans une région recevant des dépôts acides faibles à moyens, les petits lacs d'amont à faible rapport bassin hydrologique/superficie du lac étaient très vulnérables à l'acidification (alcalinité $< 40\ \mu eq \cdot L^{-1}$).

Des rapports empiriques normalisés ont été utilisés avec des données de bilans ioniques non marins ajustés pour indiquer le degré d'acidification des lacs à l'étude. Les comparaisons de la composition chimique des eaux douces dans les régions non polluées et polluées de la Scandinavie et de l'est de l'Amérique du Nord sont présentées à l'annexe 7. La composition ionique des eaux lacustres change en réaction aux dépôts acides. L'altération se manifeste généralement sous forme de diminution de la capacité de neutralisation de l'acide (c.-à-d. l'alcalinité, HCO_3^-) et une augmentation des concentrations de sulfate en excédent (SO_4^{2-}); les concentrations relatives de cations ont connu très peu de changements, sinon aucun (Henriksen, 1982).

Étant donné la nature prévisible de ces changements, il est possible d'évaluer l'influence de la géographie sur les effets des dépôts acides en comparant les rapports ioniques appropriés. Le rapport alcalinité/sulfate en excédent ($Alc./SO_4^{2-}$) donne une indication directe du remplacement du bicarbonate par le sulfate au cours de l'acidification. Ce rapport peut varier de valeurs élevées (> 10) lorsque la capacité tampon est forte (c.-à-d. dans des terrains relativement peu vulnérables) et lorsque les teneurs en SO_4^{2-} sont faibles (c.-à-d. dans des régions recevant de faibles dépôts atmosphériques) à des valeurs de zéro lorsque l'alcalinité est nulle. Au cours d'une évaluation récente de l'acidification régionale des lacs dans l'est du Canada à l'aide des rapports ioniques, Jeffries (1986) a montré qu'une vaste région du centre-sud de l'Ontario (Muskoka-Haliburton) et du sud du Québec (les Laurentides) avait été acidifiée, les preuves les plus évidentes de l'acidification se trouvant dans de petites régions de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick où la vulnérabilité du terrain est élevée et les dépôts acides, moyens. Dans les régions non polluées, la teneur en HCO_3^- des eaux lacustres est supérieure à celle en SO_4^{2-}, comme c'est le cas dans la région des lacs expérimentaux dans le nord-ouest de l'Ontario (Beamish *et al.*, 1976) et ailleurs dans l'est du Canada (fig. 12 et ann. 7).

Dans la présente étude, les concentrations de sulfate en excédent (SO_4^{2-}) sont uniformément élevées dans la région de Wanapitei (conc. médiane = $10{,}9\ mg \cdot L^{-1}$, les valeurs allant de 7,85 à 16,3), avec des rapports correspondants $Alc./SO_4^{2-}$ plutôt faibles. Des données semblables sur le bilan ionique ont été obtenues à d'autres endroits de Sudbury (Yan et Miller, 1984) et de Killarney (Beamish et Harvey, 1972) (fig. 12). Les concentrations de SO_4^{2-} en excédent étaient en moyenne plus faibles dans la région du lac Ranger (conc. médiane = $7{,}27\ mg \cdot L^{-1}$ avec des valeurs variant de 4,58 à 9,66), et coïncidaient en partie avec les rapports $Alc./SO_4^{2-}$ dans les lacs du centre-sud de l'Ontario (Muskoka-Haliburton) (Dillon *et al.*, 1980), dans la région des Laurentides au Québec (Rodrigue et

Figure 12
Rapports linéaires entre la composition exprimée en pourcentage des anions bicarbonate (HCO_3^-) c/anions sulfate en excédent (SO_4^{2-}) dans des nappes d'eau douce polluée et non polluée de l'est de l'Amérique du Nord et entre les groupes comparatifs de vulnérabilité de la roche en place dans la présente étude (lac Ranger —VIXEN et GONG; Wanapitei — vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS))

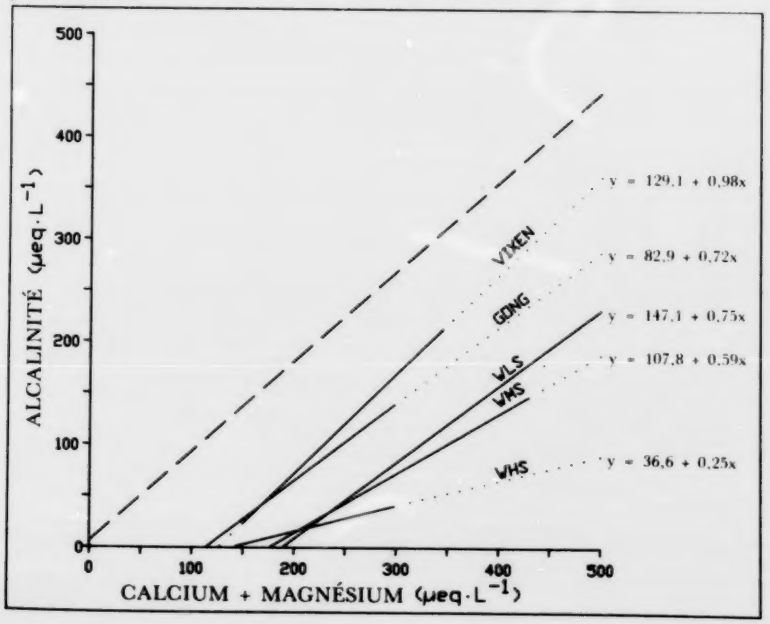


DesGranges, 1986) et dans la région des Adirondacks dans le nord-est des États-Unis (Charles, 1985).

Le rapport Alc./SO_4^{2-} différait également considérablement d'un type de vulnérabilité de roche en place à l'autre dans la présente étude (fig. 12). Ces résultats peuvent être attribués à l'influence combinée sur la qualité de l'eau des dépôts élevés en provenance d'une source ponctuelle à Sudbury et/ou à la vulnérabilité élevée du terrain. Dans la région de Wanapitei, les rapports Alc./SO_4^{2-} moyens allaient d'une vulnérabilité de roche en place faible (WLS = 0,24) à moyenne (WMS = 0,08) et élevée (WHS = 0,02). Ce résultat n'est pas une fonction de la variabilité locale au niveau des apports en sulfate, étant donné qu'on n'a trouvé aucune corrélation évidente entre la distance de la fonderie et le pH du lac ou les types de roche en place (fig. 5). Les lacs à faible vulnérabilité (WLS) sont groupés à une distance de 38 à 57 km de la fonderie (distance moyenne de 46 km), et sont caractérisés par un pH relativement élevé (médiane de 6,33), tandis que les lacs les plus vulnérables (WHS) (pH médian = 4,65) se trouvaient en moyenne à 55 km (distance variant de 43 à 64 km) de la fonderie. Ces résultats indiquent que la capacité tampon du lac dans une région agressée par la pollution acide était reliée à la roche en place et à la géologie superficielle du bassin hydrographique, comme dans les lacs échantillonnés dans la région moins fortement agressée de Thunder Bay (Brousseau *et al.*, 1985). Malgré des teneurs en SO_4^{2-} uniformément élevées dans les lacs de la région de Wanapitei, la géochimie de la roche en place correspond clairement à la chimie relativement normale des ions principaux dans certains lacs. Tous les lacs dont les bassins hydrographiques sont constitués de matériaux calcaires (WLS; voir l'annexe 1) avaient des degrés élevés d'alcalinité, quelle que soit la géologie superficielle. Dans la région du lac Ranger, les concentrations de SO_4^{2-} étaient presque équilibrées par HCO_3^- dans la région VIXEN moyennement tamponnée (0,92), mais elles étaient sensiblement inférieures dans la région GONC de vulnérabilité moyenne (0,37) (fig. 12). Les dépôts glaciaires lacustres et les dépôts de délavage trouvés dans la région VIXEN étaient associés aux alcalinités élevées du terrain dont la roche en place est vulnérable tandis que le sol glaciaire et les moraines frontales contribuaient moins à la capacité de neutralisation acide des lacs dans la région GONG.

Dans notre étude, tous les lacs présentaient des carences en bicarbonate (HCO_3^-) démontrées par le rapport Alcalinité/$C^{2+} + Mg^{2+}$ (Alc./$Ca^{2+} + Mg^{2+}$) (Henriksen, 1982) (fig. 13). Dans les réseaux lacustres non touchés par les précipitations acides, la teneur en Ca et en Mg devrait équilibrer le bicarbonate étant donné que l'alcalinité provient de la météorisation de la matière calcaire constituant le système tampon carbonate-bicarbonate (Henriksen, 1982). Le rapport Alc./$Ca^{2+} + Mg^{2+}$ répond donc d'une manière prévisible aux diverses teneurs en SO_4^{2-}, l'importance de la réaction (c.-à-d. la sensibilité du rapport) correspondant directement à la capacité du terrain à fournir les cations basiques et le bicarbonate (Jeffries, 1986). Le rapport Alc./$Ca^{2+} + Mg^{2+}$ diminue, passant d'une valeur de près de l'unité (dans le cadre d'un lac limpide idéal ne recevant que peu de dépôts) à 0 lorsque l'alcalinité est épuisée, et à des valeurs négatives lorsque le lac devient de plus en plus acide. Dans la figure 13, l'importance de l'acidification est exprimée par la distance sous la ligne "non polluée" où Alc. = 0,91 ($Ca^{2+} + Mg^{2+}$). Trente-six pour cent des 124 lacs échantillonnés se trouvaient sur un terrain dominé par des roches à base de silicate recouvertes d'une mince couche de mort-terrain glaciaire (GONG et WHS) et ils étaient tous, sans aucune exception, faiblement tamponnés (annexe 1). Les autres lacs présentaient une gamme beaucoup plus grande de capacités tampons attribuable à la présence d'une épaisse couche de mort-terrain calcaire

Figure 13
Régressions des moindres carrés entre l'alcalinité (HCO_3^-) et la somme des teneurs en calcium et en magnésium ($Ca^{2+} + Mg^{2+}$) ($\mu eq \cdot L^{-1}$) pour les groupes de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger — VIXEN et GONG; Wanapitei — vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS)). La ligne pointillée "non polluée" indique le rapport de pré-acidification



(VIXEN) ou à une roche en place sous-jacente non granitique (WLS) ou faite de conglomérat (WMS). Dans la région de Wanapitei, les lacs qui se trouvent sur une roche en place très vulnérable (WHS) n'avaient presque aucune capacité de neutralisation de l'acide (pente = 0,25, $R = 0,85$, $p < 0,001$), ce qui est la conséquence d'une capacité tampon naturellement faible de la roche en place sous-jacente, qui a été complètement épuisée par les apports élevés en SO_4^{2-} depuis plusieurs décennies. D'autres lacs de la région de Wanapitei ont des capacités tampons moyennes (WMS: pente = 0,59, $R = 0,81$, $p < 0,001$) à importantes (WLS: pente = 0,75, $R = 0,98$, $p < 0,001$). Dans la région du lac Ranger, la capacité de neutralisation de l'acide était élevée pour les lacs GONG (pente = 0,72, $R = 0,78$, $p < 0,001$) et plus particulièrement pour les lacs VIXEN (pente = 0,98, $R = 0,93$, $p < 0,001$).

La concentration des cations principaux (à l'exception de H^+) diminuait par ordre décroissant (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, K^+) dans les deux régions. Le pourcentage relatif des cations principaux, exprimé sous forme de pourcentage des cations totaux (somme de $Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+ + H^+$) au tableau 9, était constant entre les divers groupes de vulnérabilité de la roche en place, à l'exception de H^+ qui augmentait en importance relative dans les lacs qui se trouvaient sur la roche en place très vulnérable de la région de Wanapitei (WHS). Cependant, les concentrations globales des cations et, en particulier celles du Ca^{2+} et du Mg^{2+}, étaient beaucoup plus élevées dans les lacs WLS, WMS et VIXEN que dans les lacs WHS et GONG (tableau 9). Les différences significatives observées au facteur 2, soit la force ionique, (fig. 10) correspondent à la capacité tampon améliorée des groupes de roche en place WLS, WMS et VIXEN comparativement aux lacs GONG et WHS de type plutôt dilué. La similitude géochimique entre les lacs GONG et WHS en particulier indique qu'il existe un potentiel de forte acidification des lacs avec l'addition continuelle de sulfate dans les lacs GONG.

Dans les cas d'acidification extrême, la teneur en ions principaux peut être élevée (Yan et Miller, 1984). Des teneurs élevées en cations principaux (particulièrement le Ca^{2+} et le Mg^{2+}) ont été observées dans les lacs voisins de Sudbury qui ont été acidifiés depuis plusieurs décennies, principalement à cause de la vitesse accrue de météorisation dans les bassins hydrographiques qui se trouvent près de la source ponctuelle. De même, Yan et Miller (1984) ont attribué la diminution en fonction de la distance de Sudbury de la teneur totale en anions dans les lacs de l'Étude environnementale de Sudbury aux concentrations élevées de sulfate, principalement dues aux dépôts secs de SO_2 dans le voisinage immédiat de Sudbury (dans un rayon de 20 km). Des teneurs élevées en cations et anions principaux n'ont pas été observées dans les lacs de la région de Wanapitei de notre étude; les teneurs élevées étaient comparables à celles des lacs non acides du centre-sud de l'Ontario (Muskoka–Haliburton) et du sud du Québec (Laurentides et Appalaches (annexe 7)).

Les concentrations de métaux traces ont également contribué aux tendances importantes observées au niveau de l'axe de l'acidité (fig. 10). Les concentrations de certains métaux (notamment Cu, Ni, Zn et Fe) peuvent être élevées dans les lacs agressés par la pollution acide à la suite de l'augmentation des retombées atmosphériques (Beamish et VanLoon, 1977; Jeffries et Snyder, 1980). L'acidification augmente également la dissolution et la mobilisation de nombreux éléments, notamment Ag, Al, Cd, cobalt (Co), Cu, mercure (Hg), Mn, Ni, Pb et Zn, présents dans les sols qui se trouvent dans un bassin hydrographique ou dans les sédiments de surface des lacs acides (Wright et Gjessing, 1976; Schindler *et al.*, 1980; Campbell et Stokes, 1985). L'aluminium et le Mn sont particulièrement de bons indicateurs de l'acidification du bassin hydrographique étant donné qu'ils sont facilement mobilisés à partir des sols par les acides minéraux et qu'ils se trouvent à l'état naturel à de faibles teneurs dans les lacs du Bouclier précambrien (Scheider *et al.*, 1979). Dans notre étude, Al et Mn ont tous deux contribué au gradient d'aci-

Tableau 9
Comparaison des concentrations moyennes ($\mu eq \cdot L^{-1}$) et composition exprimée en pourcentage des ions principaux (ajustés en fonction du sel de mer) en fonction des groupes de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger—VIXEN et GONG; Wanapitei—vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS)

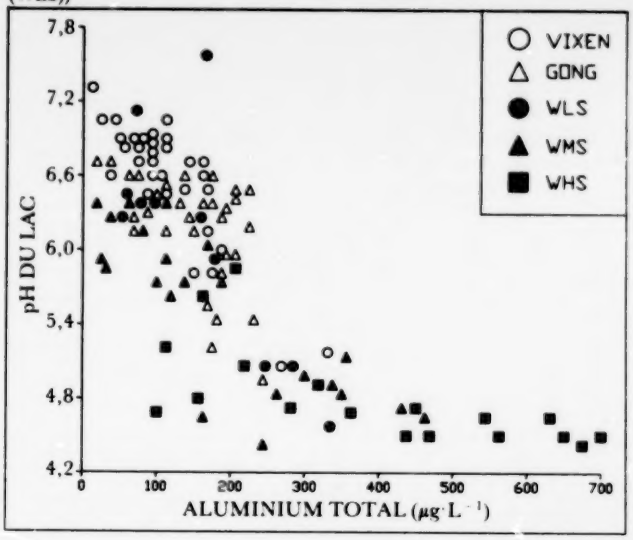
	Wanapitei												Lac Ranger							
	WLS ($N = 11$)				WMS ($N = 24$)				WHS ($N = 20$)				GONG ($N = 34$)				VIXEN ($N = 32$)			
	Moyenne		Médiane		Moyenne		Médiane		Moyenne		Médiane		Moyenne		Médiane		Moyenne		Médiane	
Ions principaux	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%	$\mu eq \cdot L^{-1}$	%
Hydrogène	4,3	1,7	ND*	0,2	8,6	3,2	ND	0,8	23,8	11,3	ND	11,4	1,3	0,7	ND	0,3	0,8	0,5	ND	0,1
Calcium	284,6	66,2	206,1	66,9	184,8	61,2	183,8	61,1	115,5	51,3	101,3	50,3	138,0	63,1	132,9	62,3	195,2	62,4	197,5	62,4
Magnésium	70,4	18,3	65,6	18,7	58,8	19,9	55,4	18,5	43,8	19,9	42,3	19,3	46,8	21,7	45,4	21,9	73,7	23,7	76,0	23,3
Potassium	18,1	5,2	16,1	4,1	13,7	4,8	12,4	4,4	12,4	5,8	11,4	5,4	13,1	6,2	13,3	6,0	14,9	5,1	13,7	4,6
Sodium	29,2	8,6	27,8	7,6	31,0	10,7	32,5	10,1	25,9	11,8	26,0	11,2	17,8	8,3	18,3	7,9	26,9	8,4	28,5	8,5
Cations totaux	406,5		318,6		297,0		276,0		221,4		210,1		217,1		211,9		308,7		318,5	
Bicarbonate	119,8	25,8	52,0	19,0	37,3	11,5	16,7	7,9	3,4	1,1	0	0	50,0	24,3	52,6	26,0	132,2	41,9	141,0	45,7
Sulfate	224,1	74,1	221,1	80,9	229,9	88,4	217,9	91,8	221,1	98,8	236,2	99,9	142,8	75,6	141,7	73,7	154,1	57,8	153,7	53,7
Nitrate	0,2	0,1	1,0	0,1	0,2	0,1	1,0	0,3	0,2	0,1	1,0	0,1	0,3	0,1	1,0	0,3	0,9	0,3	1,0	0,6
Anions totaux	344,1		274,9		267,7		237,7		225,6		236,3		193,1		191,8		287,3		293,4	
	Moyenne		Médiane		Moyenne		Médiane		Moyenne		Médiane		Moyenne		Médiane		Moyenne		Médiane	
Couleur de l'eau	25		20		25		20		14		10		25		20		44		38	
Anion organique†	57,5		60,2		39,9		34,3		26,3		26,1		76,1		77,6		82,7		87,6	
Anion organique‡	62,4		60,9		30,7		26,0		-4,2		-9,9		23,9		25,7		24,3		23,9	
Anions + anion organique†	401,6		321,1		307,5		279,5		251,0		246,4		269,3		261,3		373,5		385,6	

* ND = données non disponibles
† Extrait de Oliver *et al.*, 1983
‡ Anions organiques† = cations-anions.

dité défini par le facteur 1. Dans les deux régions, ces deux éléments ont été corrélés négativement au pH (r_s = −0,72 et −0,58 dans la région du lac Ranger et r_s = −0,81 et −0,81 dans la région de Wanapitei).

L'acidification des eaux douces peut influer sur les interactions métaux-organismes d'au moins deux façons : la diminution du pH peut influer sur la différenciation des métaux en solution, ou sur la vulnérabilité biologique au niveau de la surface des cellules. Dans leur étude de l'acidification et de la toxicité des métaux par rapport au biote aquatique, Campbell et Stokes (1985) ont conclu qu'une réaction biologique dépendant du pH a fait l'objet d'une étude documentaire pour une gamme réaliste de concentrations métalliques et de H^+ dans le cas de 6 des 10 métaux susmentionnés (Al, Cd, Cu, Zn et, de façon moins importante, Hg et Pb). Dans le cas des organismes qui sont vulnérables de façon inhérente aux pH supérieurs à 6, les interactions pH-métaux ne présentent que peu d'intérêt. Cependant, dans le cas du biote aquatique qui peut tolérer des pH entre 6 et 5, ces interactions peuvent être importantes étant donné que ce niveau d'acidification (pH 6-5) correspond à celui de la mobilisation d'un certain nombre de métaux (interactions H^+-Al et H^+-Hg). Par exemple, les limites létales pour Al ont été fixées à 70 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les salmonidés vulnérables, bien qu'une valeur de 200 $\mu g \cdot L^{-1}$ soit une teneur généralement acceptée (Cronan et Schofield, 1979). Dans les lacs de la présente étude dont le pH est supérieur à 6, les teneurs en aluminium total dépassaient rarement 200 $\mu g \cdot L^{-1}$ (fig. 14). Les teneurs élevées en Al étaient plus prononcées dans la région de Wanapitei où la proportion faibles pH/teneurs élevées en Al (> 200 $\mu g \cdot L^{-1}$) suivait le gradient général de l'acidité des lacs allant d'une vulnérabilité de la roche en place faible (WLS = 27 %), à moyenne (WMS = 38 %), puis à élevée (WHS = 80 %). Il existait également un profil semblable en ce qui a trait aux teneurs

Figure 14
Rapport entre le pH des lacs et les teneurs en aluminium total ($\mu g \cdot L^{-1}$) par groupe de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger — VIXEN et GONG; Wanapitei — vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS))



en Mn, les teneurs moyennes dans la région du lac Ranger étant sensiblement inférieures (médiane = 10,7 $\mu g \cdot L^{-1}$) à celles de la région de Wanapitei (médiane = 59,5 $\mu g \cdot L^{-1}$), et bien en-dessous des évaluations moyennes des deux lacs non acides (Labelle et Nelson) près de Sudbury et de divers lacs de Muskoka-Haliburton (tableau 10).

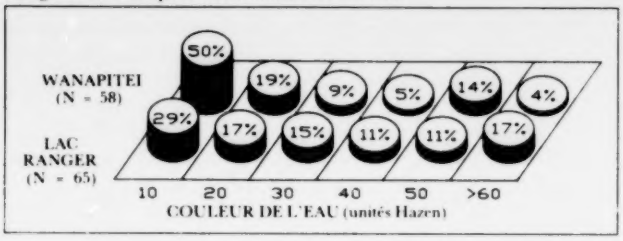
Yan et Miller (1984) ont signalé que les teneurs en Zn, Cu et Ni étaient élevées dans les lacs acides de l'étude environnementale de Sudbury et ont conclu que ce phénomène était dû aux dépôts directs. À l'exception de Fe qui est un élément lithologique majeur, les teneurs en métaux

Tableau 10
Comparaison des teneurs moyennes en métaux traces ($\mu g \cdot L^{-1}$) dans les lacs à l'étude*

Emplacement	N	Distance de Sudbury, km	Paramètre, $\mu g \cdot L^{-1}$ Cu	Ni	Zn	Fe	Al	Mn
SES								
Hannah		4	1108,0	1865,0	120,0	47,0	1097,0	340,0
Middle		5	496,0	1068,0	91,3	143,0	-	354,0
Lohi		11	83,6	254,0	41,6	90,0	-	284,0
Clearwater		13	81,3	278,0	39,2	88,2	381,0	290,0
Labelle		27	4,8	12,7	10,6	73,0	73,3	74,8
Nelson		28	22,0	17,1	18,3	60,8	86,6	63,1
Mountaintop		52	24,0	12,2	28,0	215,0	440,0	120,0
Wanapitei								
WHS	20	56	1,9	13,1	10,3	142,1	396,9	104,8
			(2,2)	(13,1)	(10,1)	(101,6)	(403,5)	(90,1)
WMS	24	58	5,4	8,1	7,3	114,9	189,3	47,9
			(1,9)	(7,5)	(6,9)	(87,0)	(154,2)	(51,3)
WLS	11	44	1,7	9,7	6,2	94,5	152,6	69,5
			(1,8)	(7,0)	(6,0)	(73,0)	(148,0)	(38,6)
Lac Ranger								
GONG	34	210	<1	<1	7,6	83,2	149,8	14,0
					(5,4)	(77,6)	(151,9)	(11,9)
VIXEN	35	230	<1	<1	5,5	113,9	115,6	13,2
					(4,9)	(87,0)	(109,0)	(9,7)
Muskoka-Haliburton	15	214	<2	<2	5,0	98,0	42,0	33,0
					(3,8)	(20-230)	(8-91)	(15-71)

* Les données provenant des lacs de l'étude environnementale de Sudbury (SES) sont les moyennes des données de 1976-1978 (modifiées de Yan et Miller, 1984). Les données de la présente étude sont présentées selon les groupes de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger—VIXEN et GONG; Wanapitei—vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS). Les valeurs médianes sont exprimées entre parenthèses. Les données de Muskoka-Haliburton (Dillon *et al.*, 1980) sont exprimées sous forme de moyenne avec l'étendue entre parenthèses.

Figure 15
Comparaisons entre les répartitions de la couleur de l'eau (unités Hazen) dans les échantillons d'eau littorale prélevés dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei vers le milieu de l'été 1984



dans les lacs de leur étude ont diminué dans une proportion inversement proportionnelle à la distance de Sudbury (tableau 10). Les dépôts acides dans les lacs étudiés par Pitblado *et al.* (1980) étaient indiqués par les concentrations élevées de SO_4^{2-}, Cu, Ni, Zn et Pb, les lacs au nord du lac Wanapitei présentant une influence notable des retombées atmosphériques comparativement aux lacs plus éloignés de Sudbury. Dans notre étude, les teneurs en Cu et Zn des lacs de vulnérabilité faible et moyenne de la région de Wanapitei n'étaient que très peu supérieures à celles des lacs de la région du lac Ranger ou de Muskoka-Haliburton (tableau 10). Les teneurs en nickel étaient uniformément supérieures dans la région de Wanapitei comparativement à la région du lac Ranger, ce qui pourrait indiquer une influence du dépôt direct de cet élément.

Au cours des récentes années, la diminution des émissions de métaux traces à partir des fonderies de Sudbury a été accompagnée d'une diminution des émissions de SO_2 (Keller et Pitblado, 1986). Les diminutions des concentrations de Ni et Cu dans de nombreux lacs de la région de Sudbury peuvent avoir une importance biologique considérable étant donné que seules ou combinées, des concentrations élevées de ces métaux peuvent être toxiques pour le biote aquatique, particulièrement lorsqu'elles sont associées à un faible pH. Dans leur comparaison des concentrations moyennes de métaux traces, Keller et Pitblado (1986) ont trouvé que seul un pourcentage relativement faible de lacs (respectivement 7 et 22 %) avaient des concentrations moyennes de Ni et Cu supérieures aux objectifs du ministère de l'Environnement (1978) (25 et 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement pour le Ni et le Cu) au cours des relevés effectués de 1981 à 1983, comparativement aux relevés effectués de 1974 à 1976 (8 et 62 % respectivement pour le Ni et le Cu). Seuls 3 des 55 lacs échantillonnés dans la région de Wanapitei avaient une teneur en Cu supérieure à 5 $\mu g \cdot L^{-1}$; aucun des lacs échantillonnés n'avait une teneur en Ni supérieure à 25 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les teneurs en Pb et en Ca étaient rarement décelables dans les eaux de surface échantillonnées dans le cadre de la présente étude.

2.3. Acidité organique des eaux de surface

Les échantillons prélevés au milieu de l'été dans la zone littorale (< 1 m) des lacs de la présente étude variaient de limpide à couleur thé avec la présence peu fréquente d'eaux humiques foncées (fig. 15). Les évaluations de la couleur moyenne de l'eau étaient sensiblement supérieures dans la région du lac Ranger (médiane = 30 unités Hazen) comparativement à celles de la région de Wanapitei (médiane = 18 unités Hazen); 17 % des lacs échantillonnés dans la région du lac Ranger étaient colorés de façon notable (≥ 55 unités Hazen). Dans la région de Wanapitei, 69 % des lacs échantillonnés étaient limpides (≤ 25 unités Hazen) comparativement à seulement 46 % dans la région du lac Ranger. À l'exception des lacs VIXEN (médiane = 38 unités Hazen), les valeurs médianes de couleur étaient de 20 unités Hazen ou moins pour tous les groupes de vulnérabilité de la roche en place (tableau 9), avec des valeurs variant de 5 à 55 unités Hazen. Dans les deux régions à l'étude, il existait un rapport significatif entre la couleur de l'eau et la teneur en carbone organique dissous (DOC) (r_s = 0,87 et r_s = 0,77, $p < 0{,}0001$ respectivement pour les régions du lac Ranger et de Wanapitei). La teneur en carbone organique total (COT) était un paramètre significatif dans le facteur 1, l'acidité, et le facteur 3, l'eutrophisation (fig. 9) et constituait une bonne indication de la productivité de l'écosystème aquatique. Dans la gamme des lacs d'amont échantillonnés, les eaux acides limpides étaient plutôt diluées et plus caractéristiques des conditions ultra-oligotrophes tandis que les eaux colorées non acides représentaient souvent des zones humides plus productives dont un grand nombre étaient à la limite des conditions des eaux mésotrophes.

La toxicité de Al pour le biote aquatique peut être considérablement réduite lorsqu'il y a liaison de ce métal avec les acides organiques (Baker et Schofield, 1982). L'aptitude des acides organiques à se lier à l'aluminium et à en éliminer la toxicité ou du moins, à la réduire considérablement pour le biote, peut varier selon la composition de l'acidité organique, les teneurs en Al dans le réseau lacustre ainsi que le pH du même réseau (ESSA, 1986). La réaction de complexation métallique avec la matière organique ne devrait pas limiter de façon importante la toxicité potentielle de l'aluminium dans les lacs de notre étude, étant donné les valeurs moyennes plutôt faibles de DOC enregistrées (tableau 9).

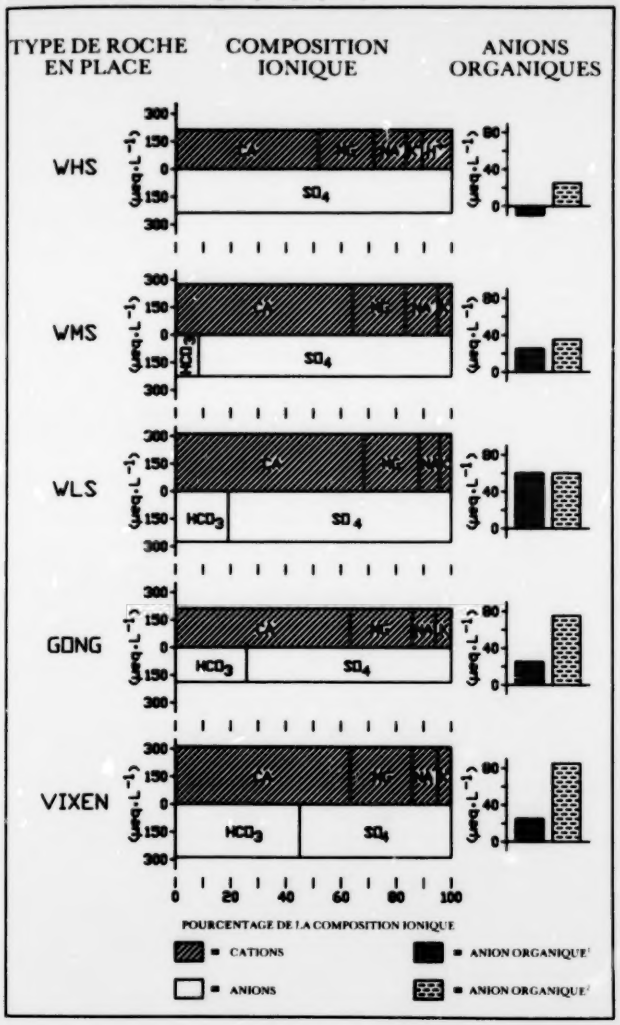
De récentes études faites en Nouvelle-Écosse (Kerekes *et al.*, 1984) et ailleurs (Gorham et Detenbeck, 1986) ont montré des problèmes associés aux dosages du sulfate dans les eaux humiques colorées. Ces résultats sont particulièrement pertinents en raison des préoccupations croissantes au sujet de l'importance relative des anions organiques dans l'acidité des réseaux d'eau douce recevant des acides minéraux sous forme de polluants atmosphériques. Jusqu'à tout récemment, de nombreuses études portant sur les effets de l'acidification dans les eaux douces ont utilisé la méthode du bleu de méthylthymol (BMT) pour le dosage du sulfate (SO_4^{2-}). Comparée avec la chromatographie ionique (CI), la méthode du BMT surestime les teneurs en SO_4^{2-} dans les eaux colorées (Cronan et Schofield, 1979), sous-estimant du même coup la contribution des anions organiques aux concentrations d'ions hydrogène dissociés (H^+) de ces eaux de surface.

Dans la présente étude, les dosages du SO_4^{2-} par le BMT ont servi à calculer le bilan de la charge (tableau 9). Afin d'évaluer l'erreur analytique introduite par les dosages de SO_4^{2-} par le BMT et d'évaluer l'importance de l'acidité organique dans les lacs de notre étude, le bilan des charges a été calculé par l'équation d'Oliver *et al.* (1983) comme suit :

$$\text{Anion organique}^2 = K * Ct/(K + H^+) \qquad [2]$$

où Anion organique^2 = concentration de l'anion organique ($\mu eq \cdot L^{-1}$)
K = 10-pK
pK = 0,958 + 0,90 pH - 0,039 (pH)^2
Ct = 10 × DOC = concentration de l'acide organique ($\mu eq \cdot L^{-1}$)

Figure 16
Composition exprimée en pourcentage et concentrations ($\mu eq \cdot L^{-1}$) des ions principaux par groupe de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger — VIXEN et GONG; Wanapitei — vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS)), et comparaisons entre les deux estimations des concentrations d'anions organiques ($\mu eq \cdot L^{-1}$)



DOC = concentration de carbone organique dissous ($mg \cdot L^{-1}$)

Le calcul traditionnel de la teneur en anions organiques qui utilise le rapport déficitaire (anion organique[1] = cations - anions (en utilisant le dosage du SO_4^{2-} par le BMT)) donne un bilan de charge raisonnablement bon dans les réseaux lacustres d'eaux limpides plus diluées de la région de Wanapitei (WHS, WMS et WLS) (fig. 16), où l'influence combinée de la surestimation du SO_4^{2-} et de la teneur en anions organiques sont négligeables. Dans les régions VIXEN et GONG cependant, le rapport déficitaire (anion organique[1]) n'explique que la fraction de la teneur mesurable en anion organique[2]. La surestimation des teneurs en SO_4^{2-} n'expliquerait qu'une partie de la différence entre la teneur en anion organique[2] et l'estimation déficitaire (anion organique[1]). Cependant, les résultats d'un essai récent (mai 1985) qui faisait appel à des mesures doubles de dosage de SO_4^{2-} par BMT et CI dans 75 échantillons d'eau de terres bourbeuses des régions du lac Ranger et de Wanapitei (McNicol, inédit) indiquent une bonne corrélation (R^2 = 0,97) entre les deux estimations, l'équation de régression suivante étant donnée par le rapport :

$$SO_4^{2-}(CI) = 0{,}09 + (0{,}914 \times SO_4^{2-}(BMT)) - (0{,}0118 \times \text{couleur}) \quad [3]$$

où SO_4^{2-} (CI) et SO_4^{2-} (BMT) sont exprimés sous forme de $mg \cdot L^{-1}$, et la couleur en unités Hazen. En utilisant les valeurs moyennes pour le SO_4^{2-} et la couleur de l'eau dans le tableau 9, l'équation susmentionnée prévoit les surestimations suivantes des ions sulfate à l'aide du BMT : WHS = + 10,2 %, WMS = + 11,6 %, WLS = + 11,7 %, GONG = + 13,0 % et VIXEN = + 16,8 %. Lorsqu'on utilise la méthode du BMT pour la gamme des couleurs d'eau présentes dans les échantillons des lacs d'amont, la surestimation ne devrait que rarement dépasser 17 % de la mesure par CI. Le fait d'inclure d'autres cations (Al^{3+}, Fe^{3+}, Mn^{2+} et NH_4^+) dans le calcul des cations totaux améliorerait considérablement les bilans de charge dans la région du lac Ranger (GONG—anion organique[1] = 45,3; VIXEN—anion organique[1] = 43,6), mais l'inverse est également vrai dans la région de Wanapitei (WLS = 86,5, WMS = 58,7 et WHS = 49,9).

Bien que ces résultats soient peu concluants, les données suggèrent que les imprécisions dans le calcul du bilan de charge provenant des dosages du SO_4^{2-} par le BMT seraient limitées au minimum dans toute la gamme des couleurs d'eau et des teneurs en carbone organique de cette étude. C'est seulement dans un faible pourcentage des lacs étudiés, et particulièrement dans la région du lac Ranger, que les anions organiques pourraient constituer un élément ionique majeur, mais ils ne contribueraient pas sensiblement à l'acidité de ces réseaux lacustres.

3. Réaction biologique à l'acidification des lacs

3.1. Structure des communautés de poissons

La plupart des informations historiques sur les communautés de poissons de l'Ontario portent principalement sur les importantes espèces de poissons gibier. Dans la région vulnérable qui se trouve entre les hautes terres Algonquin et Sault-Sainte-Marie, le Touladi (*Salvelinus namaycush*), l'Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et les communautés de Centrarchidés sont très répandues.

Cependant, la répartition des communautés de poissons par catégorie de grandeur de lac dans cette région a confirmé que les lacs ne contenant aucun poisson ou aucun poisson gibier ont presque tous une superficie inférieure à 10 ha (Minns, 1981). Les lacs d'amont qui sont les plus vulnérables à l'acidification et qui renferment les habitats aquatiques les plus exploités par la sauvagine (fig. 8) ne sont pas nécessairement un habitat critique pour la plupart des grands poissons gibier. Cependant, les rapports trophiques dans ces réseaux lacustres sont influencés par la présence, la composition et l'abondance d'espèces de poissons alimentaires ou non gibier.

La structure des ensembles de petits poissons non gibier et les facteurs physiques et chimiques qui déterminent leur organisation ont été étudiés dans les lacs d'amont des deux régions à l'étude. Sept espèces de cyprinidés ont été généralement capturées dans nos pièges à ménés. Ces espèces étaient le Ventre rouge du Nord (*Chrosomus eos*), le Ventre citron (*Chrosomus neogaeus*), le Mulet perlé (*Semotilus margarita*), le Tête-de-boule (*Pimephales promelas*), le Méné à nageoires rouges (*Notropis cornutus*), le Mulet à cornes (*Semotilus atromaculatus*) et le Naseux noir (*Rhinichthys atratulus*). Étant donné que nous avons trouvé des populations composées uniquement d'espèces hybrides de

Tableau 11
Nombre et pourcentage des lacs occupés par les espèces et les familles de poissons non gibier dans les régions à l'étude du lac Ranger et Wanapitei

Espèce		Présence de poissons			
		Lac Ranger (N = 69)		Wanapitei (N = 54)	
Nom courant	Nom scientifique	N^{bre}	%	N^{bre}	%
F. Cyprinidae		61	88,4	16	29,6
1. *Chrosomus* spp.		46	66,7	10	18,5
2. Méné à nageoires rouges	*Notropis cornutus*	22	31,9	3	5,6
3. Mulet perlé	*Semotilus margarita*	33	47,8	6	11,1
4. Mulet à cornes	*Semotilus atromaculatus*	27	39,1	1	1,9
5. Tête-de-boule	*Pimephales promelas*	20	28,9	6	11,1
6. Naseux noir	*Rhinichthys atratulus*	15	21,7	0	0
7. Chatte de l'Est	*Notemigonus crysoleucas*	2	2,9	4	7,4
F. Centrarchidae		0	0	7	12,9
1. Crapet de roche	*Ambloplites rupestris*	0	0	3	5,6
2. Crapet-soleil	*Lepomis gibbosus*	0	0	6	11,1
F. Percidae		7	10,1	21	38,9
1. Perchaude	*Perca flavescens*	1	1,5	14	25,9
2. Dard à ventre jaune	*Etheostoma exile*	6	8,7	7	12,9
F. Gasterostidae		25	36,2	6	11,1
1. Épinoche à cinq épines	*Culaea inconstans*	25	36,2	6	11,1
F. Catostomidae		28	40,6	8	14,8
1. Meunier noir	*Catostomus commersoni*	28	40,6	8	14,8
Absence de poissons		8	11,6	23	42,6
Présence de poissons		61	88,4	31	57,4

Tableau 12
Nombre d'observations de chaque espèce de cyprinidés dans les 58 lacs de la région à l'étude du lac Ranger, proportion des observations avec (d'autres) espèces fluviatiles, proportion prévue si les observations étaient aléatoires par rapport à (d'autres) espèces fluviatiles, et tests du khi carré de l'indépendance de la présence de chaque espèce par rapport aux (autres) espèces fluviatiles (***$p<0,001$, **$p<0,01$, *$p<0,05$)

Espèces	Nombre d'observations, N	Proportion des observations avec (d'autres) espèces fluviatiles	Proportion prévue des observations avec (d'autres) espèces fluviatiles	Statistique du khi carré
Espèces des étangs				
Chrosomus spp.	44	0,48	0,57	6,27*
Mulet perlé	32	0,59	0,57	0,18
Tête-de-boule	20	0,65	0,57	0,82
Espèces fluviatiles				
Méné à nageoires rouges	20	0,80	0,50	10,99***
Mulet à cornes	26	0,77	0,47	17,49***
Naseux noir	15	0,87	0,53	8,96**

C. eos × *C. neogaeus*, ces espèces et les espèces apparentées ont été désignées comme étant des *Chrosomus* spp. Les espèces de non-cyprinidés capturés dans les pièges à méné étaient le Meunier noir (*Catostomus commersoni*), l'Épinoche à cinq épines (*Culaea inconstans*), le Dard à ventre jaune (*Etheostoma exile*), la Perchaude (*Perca flavescens*), le Crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) et le Crapet de roche (*Ambloplites rupestris*). Les espèces dont les prises étaient peu fréquentes étaient l'Omble de fontaine, le Méné de lac (*Couesius plumbeus*), le Museau noir (*Notropis heterolepis*) et la Chatte de l'Est (*Notemigonus crysoleucas*) dans la région du lac Ranger et l'Achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieui*), le Grand brochet (*Esox lucius*) et la Barbotte brune (*Ictalurus nebulosus*) dans la région de Wanapitei. L'annexe 8 donne un résumé complet des résultats des prises dans les pièges à méné.

Il y avait des différences au niveau de la présence et de la composition des espèces de poissons entre les deux régions à l'étude (tableau 11). La plus frappante était que 43 % des lacs de la région de Wanapitei ne contenaient pas de poissons comparativement à seulement 12 % dans la région du lac Ranger. Dans les 31 lacs de la région de Wanapitei qui contenaient des poissons, les familles représentées étaient les percidés (68 %), les cyprinidés (52 %), les catostomes (26 %), les centrarchidés (23 %) et les gastérostéidés (19 %). L'espèce la plus courante enregistrée était la perchaude qui se trouvait dans 45 % des lacs contenant du poisson. Le seul représentant répandu de la famille des cyprinidés était le *Chrosomus* spp. (32 %). Dans la région du lac Ranger, aucun centrarchidé n'a été signalé et seul un lac (002R) contenait de la perchaude (annexe 8*a*). Les cyprinidés étaient pratiquement omniprésents, alors que le Meunier noir et l'Épinoche à cinq épines étaient pratiquement également très répandus.

Les données sur la répartition des cyprinidés dans la région du lac Ranger ont été analysées pour déterminer si leur présence était reliée aux caractéristiques chimiques et physiques des lacs (Bendell et McNicol, 1987*b*). En résumé, on peut dire que les six principaux taxons de cyprinidés peuvent être facilement divisés en deux groupes écologiques. Les espèces qui vivent dans des étangs comme *Chrosomus* spp., le Mulet perlé et le Tête-de-boule se trouvent souvent ensemble dans le nord-est de l'Ontario dans les eaux "acides et colorées des bassins fermés par les barrages de castors et des petits lacs", souvent en association avec l'Épinoche à cinq épines (Scott et Crossman, 1973). Les trois autres espèces, le Méné à nageoires rouges, le Mulet à cornes et le Naseux noir, sont des espèces très répandues qui vivent dans les cours d'eau et qui utilisent les rivières en gravier comme frayères. Par contre, les espèces types des étangs, *Chrosomus* spp. et le Tête-de-boule, se reproduisent dans les étangs contenant des couches de fins substrats organiques tandis que le Mulet perlé se reproduit sur les substrats durs des cours d'eau (Langlois, 1929) ou "dans la végétation à la périphérie des lacs" (Tallman *et al.*, 1984).

Ces espèces vivant dans les étangs étaient très répandues et au moins une se trouvait dans chacun des 61 lacs, à l'exception de 4, qui supportaient des cyprinidés (annexe 8*a*). Par contre, les espèces vivant dans les cours d'eau étaient absentes de 25 lacs et semblaient constituer un groupe distinct d'espèces vivant fréquemment ensemble. Les espèces vivant dans les cours d'eau se trouvaient plus souvent que prévu avec d'autres espèces vivant dans des cours d'eau que sans elles (test χ^2, tableau 12). Le Tête-de-boule et le Mulet perlé ne se trouvaient pas plus souvent en présence d'espèces vivant dans des cours d'eau, et *Chrosomus* spp. avaient tendance à se trouver plus fréquemment en leur absence. Bien que ces tests du khi carré ne soient pas indépendants, ils appuient fortement l'hypothèse selon laquelle la dichotomie étang/cours d'eau est une caractéristique structurale majeure de la communauté des cyprinidés dans la région du lac Ranger. Cette analyse peut également s'étendre aux espèces de non-cyprinidés les plus fréquemment signalées. L'Épinoche à cinq épines, une espèce qui se reproduit dans les étangs, se trouvait avec des cyprinidés vivant dans les cours d'eau dans seulement 10 des 25 lacs dans lesquels elle était présente ($\chi^2 = 0,20$, $p > 0,05$) tandis que le Meunier noir qui frayait sur le lit graveleux des rivières se trouvait avec des cyprinidés des cours d'eau dans 20 des 27 lacs dans lesquels il a été signalé ($\chi^2 = 6,08$, $p < 0,05$).

3.2. Structure des communautés de poissons et acidification des lacs

Les tolérances comparatives des espèces indigènes de poissons par rapport à l'acidité des lacs ont été étudiées à fond, généralement par le biais d'études de populations (Harvey, 1975; Kelso *et al.*, 1981; Harvey et Lee, 1982; Somers et Harvey, 1984; Beggs *et al.*, 1985; IEC Beak, 1985; Frenette *et al.*, 1986), d'acidification expérimentale (Schindler et Turner, 1982; Mills, 1985; Mills *et al.*, 1987; Schindler *et al.*, 1985) ou de toxicité pour une seule espèce, ou par des essais de conditions (Beamish, 1972, 1974; Mount, 1973; Ryan et Harvey, 1980; Baker et Schofield, 1982; Holtze, 1983; Fraser et Harvey, 1984; Lemly et Smith, 1985). La plupart des études ont surtout porté sur les espèces importantes pour la pêche sportive ou commerciale, particulièrement les salmonidés (l'Omble de fontaine, le Touladi, la Truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) (Packer et Dunson, 1972; Menendez, 1976; Robinson *et al.*, 1976; Trojnar, 1977; MacCrimmon *et al.*, 1983; Moreau et Barbeau, 1983; Brown et Eales, 1984; Neville, 1985) plutôt que sur les communautés de poissons composées de petites espèces non gibier.

Il faut d'abord connaître la composition des communautés de poissons avant l'acidification pour relier les changements produits au sein des communautés de poissons à l'acidification des lacs. Les données sur les pêches sont cependant très rares dans bien des régions ou disponibles seulement pour certains lacs, qui sont rarement des lacs d'amont, ou pour certaines espèces sélectionnées, qui sont rarement des ménés. En Ontario, Minns (1981) a confirmé que presque tous les petits lacs d'une superficie d'entre 10 et 100 ha situés dans les bassins hydrographiques 2C-E dans l'axe Sault Sainte-Marie–Sudbury (fig. 3*d*) contiendraient principalement des communautés d'Ombles de fontaine. Les ensembles de poissons non gibier ne se trouveraient que dans la plupart des lacs d'une superficie inférieure à 10 ha. Dans la présente étude, nous avons évalué les caractéristiques biologiques, chimiques et physiques des petits lacs soumis à divers apports atmosphériques et à diverses influences géochimiques qui, ensemble, influent sur la composition des communautés de poissons.

Jusqu'à présent, les données sur l'état des populations de poissons dans les lacs autour de Sudbury étaient rares. On ne sait pas très bien à quel point la toxicité des métaux traces accompagnée d'un faible pH peut être responsable des pertes observées de populations de poissons dans les lacs de la région de Sudbury (Beamish et Harvey, 1972; ministère de l'Environnement, 1979). En supposant que les émissions de métaux soient à peu près proportionnelles aux émissions de SO_2, Keller et Pitblado (1986) ont conclu que la toxicité des métaux traces a vraisemblablement joué un rôle important lors de la plupart des pertes de poissons des lacs, soit de 1950 à 1970 (Beamish et Harvey, 1972; Gunn, 1982), alors que les émissions de métaux traces étaient probablement deux à quatre fois plus élevées qu'aujourd'hui. Il y a cependant certaines indications d'améliorations au niveau des pêches en réaction à l'augmentation récente du pH et à la diminution des concentrations de métaux dans certains lacs de la région de Sudbury (Gunn et Keller, 1984). Il y a actuellement un moins grand nombre de lacs qui dépassent les objectifs fixés par le ministère de l'Environnement (1978) pour la protection des poissons et de la faune aquatique (relevés de 1981–1983) comparativement aux relevés de 1974–1976 (Keller et Pitblado, 1986).

Les résultats de l'échantillonnage des poissons non gibier effectué dans la région de Wanapitei viennent corroborer les résultats précédents des pertes de poissons dans la région métropolitaine de Sudbury. Lorsque le pH des eaux du lac est supérieur à 6, les ensembles de poissons sont dominés par diverses populations de cyprinidés dans les deux régions à l'étude (fig. 17). Une communauté de non-cyprinidés très simple, dominée par la Perchaude tolérant l'acide, se trouvait généralement dans les eaux d'un pH de 6 à 5 dans la région de Wanapitei. Plus de 66 % des 30 lacs acides ($pH < 5,5$) étudiés dans la région de Wanapitei ne contenaient pas de poissons. On n'a pas trouvé de différences de pH des eaux lacustres entre les groupes de lacs contenant des cyprinidés et les lacs ne contenant pas de poissons dans la région du lac Ranger (test t, $t = 2,31$, $p > 0,05$). Des différences importantes étaient notées entre les ensembles de poissons dans la région de Wanapitei (ANOVA, $F = 21,82$, $p < 0,0001$); les lacs contenant des cyprinidés avaient un pH moyen sensiblement plus élevé que celui des lacs contenant des non-cyprinidés ou ne contenant aucun poisson (application du test d'étendues multiples par Tukey).

La présence de huit lacs sans poisson dans la région du lac Ranger n'était pas reliée au pH de l'eau. Près de 10 % des 63 lacs non acidifiés échantillonnés ne contenaient pas de poissons, ce qui est près des 13 % de lacs non acidifiés ($N = 24$) qui ne contiennent pas de poisson dans la région de Wanapitei. Ces résultats supposent qu'une petite partie des réseaux d'étangs et de lacs d'amont ne supportent aucune population de poissons pour des causes naturelles, y compris l'isolement biogéographique et l'anoxie hivernale (IEC Beak, 1985).

La régression linéaire de la richesse des espèces par rapport au pH était très significative dans la région de Wanapitei ($R^2 = 0,65$, $Y = -5,24 + 1,22$ pH, $p < 0,0001$). Cela suggère que la richesse des espèces diminue proportionnellement à l'augmentation de l'acidification en raison de la perte d'espèces ne tolérant pas l'acide. Les conditions dans la région du lac Ranger favorisent une communauté de divers cyprinidés sans aucun rapport évident observé entre la richesse des espèces et le pH de l'eau ($R^2 = 0,11$, $Y = 0,06 + 0,47$ pH, $p > 0,05$).

Les cyprinidés toléraient moins les conditions acides que les non-cyprinidés. La figure 18 fournit une comparaison entre les répartitions des diverses espèces dans les deux régions à l'étude par rapport au pH de l'eau. Plusieurs espèces de cyprinidés, notamment le Méné à nageoires

Figure 17
Étendue et intervalles de confiance de 95 % du pH moyen des lacs pour les principaux types d'ensembles de poissons (cyprinidés, non-cyprinidés et lacs sans poisson) dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei

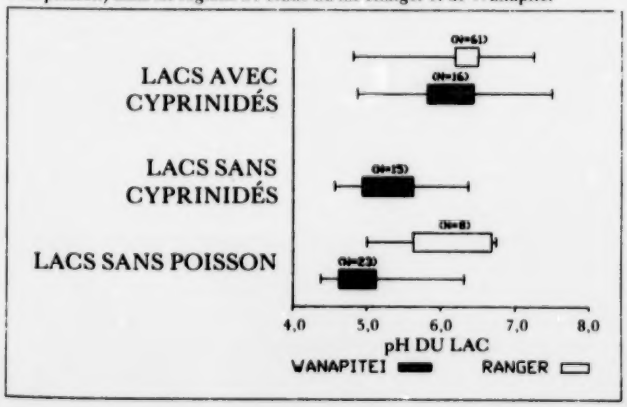
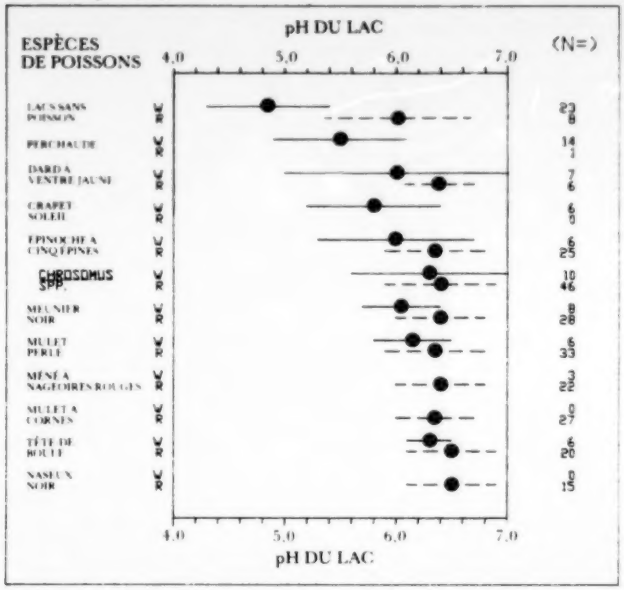


Figure 18
Répartition des observations de chaque espèce de poissons (moyenne ± É.-T. de 1) par rapport au pH des lacs dans les régions à l'étude du lac Ranger (R) et de Wanapitei (W)



rouges, le Mulet à cornes et le Naseux noir, étaient en moyenne réparties dans des eaux dont le pH était supérieur à 6 dans les deux régions (écart-type moyen de ± 1), bien que les deux dernières espèces n'aient pas été signalées dans la région de Wanapitei. Il n'y avait aucune population importante de cyprinidés dans les eaux à pH inférieures à 5,5 bien que certaines espèces habitant les étangs, notamment *Chrosomus* spp. et le Mulet perlé, se trouvassent dans des eaux dont le pH variait de 6 à 5,5, ainsi que le Meunier noir. À un pH inférieur à 5,5, plusieurs espèces de non-cyprinidés, particulièrement l'Épinoche à cinq épines, le Crapet-soleil, le Dard à ventre jaune et la Perchaude ont été observées. Très peu de lacs dont le pH était inférieur à 5 contenaient des poissons.

On constate généralement la perte de populations de poissons de pêche sportive et commerciale dans les lacs et les cours d'eau acidifiés lorsque le pH des eaux douces est inférieur à 5. Bien que les problèmes de recrutement soient probablement la principale cause de la perte des populations de poissons, les changements au niveau des réseaux trophiques accélèrent ce processus (Mills et Schindler, 1987). Lorsque le pH d'un écosystème aquatique passe de 6 à 5, il se produit bien des changements dans les niveaux trophiques inférieurs de la chaîne alimentaire aquatique. Les résultats d'un échantillonnage de petits poissons non gibier entrepris dans le cadre de la présente étude justifient les degrés de tolérance à l'acide observés au cours d'autres relevés des populations ou d'autres essais de toxicité. Par exemple, le Tête-de-boule est une espèce relativement intolérante qui disparaît souvent entièrement lorsque le pH est inférieur à 6 (Mount, 1973; Schindler et Turner, 1982; Rahel et Magnuson, 1983; Zischke *et al.*, 1983); elle est en outre extrêmement vulnérable aux effets de divers polluants (Veith *et al.*, 1983; Lemly et Smith, 1985). Holtze et Hutchinson (1987) ont trouvé que le Méné à nageoires rouges était la plus vulnérable des six espèces indigènes qui ont fait l'objet d'essais sur le stress dû aux ions aluminium et hydrogène, tandis que Mills (comm. pers.) a remarqué la disparition des Ménés à nageoires rouges au début de leur développement (pH d'environ 5,8) au cours d'un essai d'acidification expérimental dans le lac 223 dans la région des lacs expérimentaux. Dans la même étude, le Mulet perlé était capable de survivre à un pH inférieur à 5,6, mais a subi des effets néfastes à un pH de 5,1 (Mills et Schindler, 1987). La Perchaude semble tolérer une vaste gamme de pH des eaux lacustres bien que l'on ait observé des problèmes de recrutement et de piètres conditions dans des conditions de forte acidité (Ryan et Harvey, 1980; Suns *et al.*, 1980; Rask, 1984a, 1984b; Frenette *et al.*, 1987).

Malgré l'importance du pH comme indicateur de la condition chimique et de l'état des pêches dans les lacs d'amont, bien d'autres facteurs abiotiques peuvent également influer sur la structure de la communauté de poissons. Les ensembles de poissons et les facteurs physiques et chimiques qui influent sur leur organisation ont été étudiés en détail dans les lacs du nord du Wisconsin (Tonn et Magnuson, 1982; Rahel, 1984, 1986; Tonn, 1985). Dans notre étude, les données sur les variables physiques et chimiques ont été analysées afin de trouver les facteurs, y compris le pH, responsables du maintien de l'organisation structurale des petits ensembles de poissons non gibier. Les cotes calculées par l'analyse combinée des principaux facteurs pour tous les lacs à l'étude (tableau 7*a*) ont été utilisées pour évaluer les rapports entre les principaux ensembles de poissons et les descripteurs environnementaux. Les différences entre les cotes moyennes des groupes de lacs à cyprinidés, à non-cyprinidés et sans aucun poisson et les facteurs individuels, ainsi que les comparaisons entre les groupes de poissons pour chaque facteur étudié indépendamment, sont présentées au tableau 13. Le facteur 1, "acidité", explique la répartition des populations de poissons non gibier selon les propriétés chimiques associées à l'acidification. En général, les cyprinidés ne se trouvent pas dans des conditions acides; leur présence dans des eaux affectées par le facteur acidité était sensiblement différente des cotes moyennes des groupes de lacs habités par des espèces de non-cyprinidés ou des groupes de lacs ne contenant aucun poisson (tableau 13). Dans la figure 19, les cotes moyennes des principaux types d'ensembles de poissons sont extrapolées relativement aux trois principaux facteurs environnementaux. Dans la région de Wanapitei, l'acidité accrue coïncide nettement avec la perte des populations de poissons vulnérables (les cyprinidés), la présence accrue d'espèces tolérant l'acidité (non-cyprinidés) et le nombre accru de lacs sans poisson.

D'autres facteurs influent également sur la présence et la répartition de ces espèces. Alors que le facteur 2, la

Tableau 13
Différences entre le nombre moyen d'observations des principaux types d'ensembles de poissons et les cotes de chaque facteur dans les deux régions à l'étude combinées, testées à l'aide des méthodes dérivées du test *t* de Student (***$p<0,001$, **$p<0,01$, *$p<0,05$).†

Ensemble de poissons	*N*	Facteur 1 "acidité"	Facteur 2 "force ionique"	Facteur 3 "eutrophisation"	Facteur 4 "morphométrie"
A Cyprinidés	77	−0,494***	+0,055	+0,029	+0,231
B Non-cyprinidés	15	+0,760***	+0,094	−0,316	−0,115
C Sans poisson	31	+0,859***	−0,182	+0,080	−0,518***
ANOVA		$F = 45,11$ ***	$F = 0,73$	$F = 1,06$	$F = 8,82$ **
Tukey		A < B,C			A > C

† Les comparaisons entre les cotes moyennes des facteurs pour les différents types d'ensembles de poissons ont été faites à l'aide des méthodes dérivées du test *t* de Student.

Figure 19
Profils d'association entre les principaux types d'ensembles de poissons dans les régions à l'étude du lac Ranger (R) et de Wanapitei (W); tels que décrits par leurs cotes moyennes de trois facteurs environnementaux

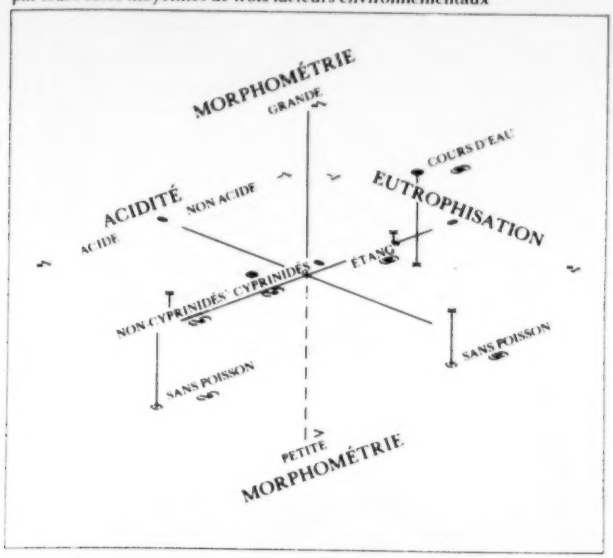
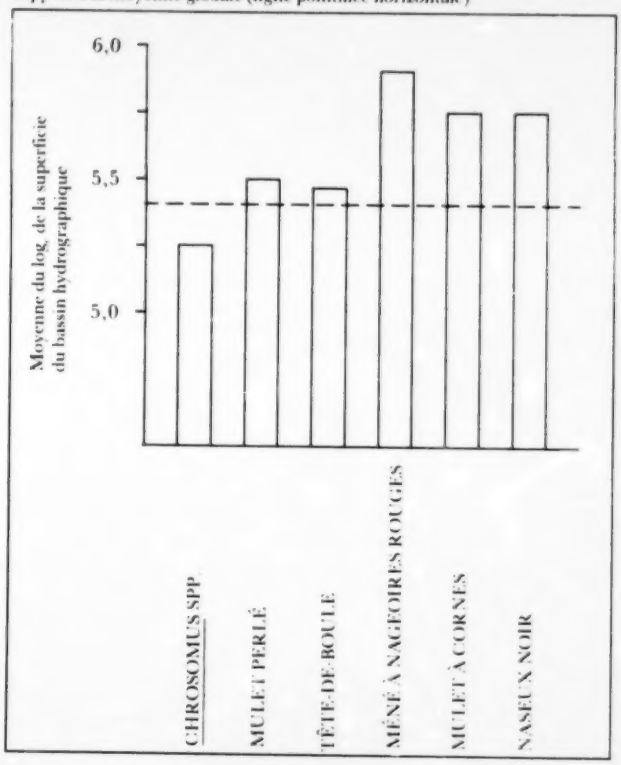


Figure 20
Logarithme moyen de la superficie du bassin hydrographique pour chaque taxon principal de cyprinidés dans la région à l'étude du lac Ranger par rapport à la moyenne globale (ligne pointillée horizontale)



force ionique, et le facteur 3, l'eutrophisation, ne semblent pas influer sur les principaux types d'ensembles de poissons (tableau 13), d'importantes différences ont été observées au niveau du facteur 4, la morphométrie. En moyenne, les lacs sans poisson ont des cotes sensiblement inférieures en ce qui a trait au facteur 4 que les lacs contenant des cyprinidés ou des non-cyprinidés. Ces résultats supposent que les petits lacs à bassin hydrographique limité ne sont pas seulement prédisposés à l'acidification des eaux de surface mais également plus sujets à manquer de poissons simplement pour des considérations biogéographiques. Les grands lacs dont le bassin hydrographique couvre une grande superficie sont plus aptes à supporter divers ensembles de cyprinidés.

La morphométrie des lacs permet également une distinction entre les cyprinidés vivant dans des étangs par rapport aux cyprinidés vivant dans des cours d'eau dans la région du lac Ranger, les espèces des cours d'eau préférant les grands lacs bien drainés (fig.19). Les caractéristiques physiques et chimiques responsables de la séparation des cyprinidés entre ces deux groupes dans la région du lac Ranger ont déjà été signalées ailleurs (Bendell et McNicol, 1987*b*). Dans cette analyse, on a trouvé que des espèces de cyprinidés s'ajoutaient à l'ensemble des espèces vivant dans des étangs d'amont à mesure que la superficie du bassin hydrographique augmentait (fig. 20). Nous avons conclu que l'addition de ces espèces peut être justifiée par un accroissement de l'habitat caractéristique des cours d'eau dans les lacs d'aval. D'autres études ont permis de trouver d'importants rapports entre la diversité des communautés de poissons et la superficie des lacs dans des régions acidifiées (Harvey, 1975; Somers et Harvey, 1984) et non acidifiées (Harvey, 1982; Tonn et Magnuson, 1982) de l'est de l'Amérique du Nord. Les modifications reliées à la superficie du bassin hydrographique et influant sur la structure de l'ensemble des poissons dans la région du lac Ranger coïncidaient avec les modifications chimiques qui reflètent les processus géochimiques à l'intérieur du bassin versant; elles n'étaient cependant pas responsables de la limitation de la répartition des cyprinidés vivant dans les cours d'eau.

D'après les preuves fournies par l'échantillonnage fait dans la région du lac Ranger en 1981, les populations de Naseux noir et de Tête-de-boule semblaient être en grande partie limitées à la région VIXEN (voir l'annexe 3). Cela ne s'appliquait cependant pas à l'échantillonnage plus vaste fait en 1983. Il n'y a aucune raison de croire que le Naseux noir et le Tête-de-boule étaient limités par le pH et l'alcalinité à la même gamme de valeurs observées dans la région du lac Ranger. Sans tenir compte de l'emplacement géographique (VIXEN ou GONG), les lacs ayant un petit bassin hydrographique avaient tendance à supporter une faune de cyprinidés plus limitée et avaient une capacité tampon moyenne plus faible à un pH donné que les lacs dont le bassin de drainage était plus grand et abritait une faune de cyprinidés plus diversifiée (Bendell et McNicol, 1987*b*). Ces lacs avaient également des concentrations plus élevées de Ca, ce qui pourrait atténuer les effets du faible pH sur les poissons (Brown, 1982).

Ces résultats suggèrent que les populations de poissons des lacs d'amont sont plus sujettes à des pertes à un niveau donné de dépôts acides que celles vivant dans les lacs à grand bassin hydrographique dont les sols et la géologie sont semblables. Dans une gamme comparable de caractéristiques des bassins hydrographiques dans la région de Wanapitei, la richesse des espèces de poissons était fortement corrélée au pH du lac, bien que les paramètres chimiques et physiques, notamment la superficie du bassin hydrographique, contribuaient au gradient de la structure de la communauté de poissons observée. De même, Rahel (1986) a remarqué que les facteurs chimiques (alcalinité) et biogéographiques (superficie du lac et isolement des autres nappes d'eau) influaient grandement sur la composition des communautés de poissons

dans les lacs du nord du Wisconsin. Il a conclu que la faible alcalinité et les conditions chimiques associées (p.ex. faible pH) limitaient la présence d'un grand nombre de cyprinidés et de certains percidés (genre *Etheostoma*), tandis que d'autres espèces étaient peu fréquentes dans les petits lacs (p.ex. l'Achigan à petite bouche et le Dard-perche) ou les lacs sans affluent (Moxostome doré, genre *Moxostoma*). D'autres espèces dont le Meunier noir, le Crapet (*Lepomis* spp.) et la Perchaude étaient présentes dans une vaste gamme de superficies et d'alcalinités de lacs.

3.3. Macroinvertébrés et acidification des lacs

L'acidification des lacs dans les régions touchées par les dépôts acides peut provoquer d'importants changements au niveau des communautés des organismes planctoniques et benthiques (Almer *et al.*, 1974; Hendrey *et al.*, 1976; Kwiatowski et Roff, 1976; Weiderholm et Eriksson, 1977; Mossberg et Nyberg, 1979). Les changements au niveau de la présence, de l'abondance, de la succession saisonnière des espèces et de la diversité des communautés ont été utilisés comme indicateurs de l'acidification des lacs. Kelso *et al.* (1986*a*) ont indiqué que la tendance à une moins grande quantité d'espèces de poissons, de phytoplancton, de zooplancton et de benthos à pH inférieur à 6 persiste partout dans l'est du Canada bien que la réaction la moins forte se trouve au niveau du benthos où certains organismes bénéficient de la capacité tampon de leur substrat (Dermott *et al.*, 1986). Cependant, Kelso *et al.* (1986*a*) ont conclu que tous les signes trouvés dans l'est du Canada indiquent que les limites physiques de l'habitat aquatique plus affaibli par le pH et l'alcalinité exercent une forte influence sur la diversité des communautés de tous les éléments biotiques.

La macrofaune des communautés benthiques et nectoniques a été étudiée dans le cadre de l'étude pilote de 1981 dans la région du lac Ranger (voir l'annexe 3). Un échantillonnage des invertébrés aquatiques fait en 1983 a porté entièrement sur des organismes épifauniques et nectoniques considérés comme étant des aliments potentiels pour la sauvagine. Bien que de nombreux invertébrés benthiques comme certaines espèces d'escargots, de myes, d'écrevisses, d'amphipodes et divers insectes aquatiques se trouvent rarement dans des lacs acidifiés, certains gros insectes aquatiques prédateurs comme les corises et les notonectes sont très tolérants pour le milieu acide (Grahn *et al.*, 1974) et peuvent devenir les prédateurs du sommet de la pyramide dans les lacs acidifiés (Eriksson *et al.*, 1980; Dillon *et al.*, 1984).

La composition des ensembles d'insectes aquatiques a été étudiée en relation avec la prédation des poissons et l'acidité des lacs dans un sous-ensemble de 18 lacs dans les deux régions à l'étude. Aucun poisson n'a été signalé dans 4 lacs examinés dans la région du lac Ranger et 8 lacs de la région de Wanapitei. Douze espèces de poissons ont été signalées dans les 24 lacs contenant du poisson (voir l'annexe 8). Le nombre de poissons capturés variait de 1 à 3 857, un peu moins de 100 spécimens étant recueillis dans 10 lacs échantillonnés.

Les résultats des études sur les macroinvertébrés sont signalés ailleurs (Bendell, 1986; Bendell et McNicol, 1987*a*) et résumés dans le présent rapport. Les matrices des cotes présence-absence des principaux taxons d'insectes aquatiques de chaque région ont été analysées à l'aide du programme TWINSPAN (Hill, 1979*a*). Des tableaux à deux axes (lacs par taxon d'insectes) ont été produits pour les deux régions à l'étude, le lac Ranger (tableau 14) et

Tableau 14
Présence des principaux taxons d'insectes dans les échantillons par balayage au filet prélevés dans 18 lacs dans la région à l'étude du lac Ranger *

Taxons d'insectes†	N° du lac																	
	*014R	044R	*436R	*459R	426R	*013R	416R	003R	004R	051R	409R	456R	404R	007R	453R	438R	033R	010R
Cor *Dasycorixa hybrida*	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Not *Notonecta insulata*	+	·	+	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Dip *Chaoborus americanus*	+	+	·	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor *Hesperocorixa scabricula*	·	·	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Not *Notonecta undulata*	+	·	+	+	+	·	·	·	·	+	·	·	·	+	·	·	·	·
Col *Haliplus*	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·
Tri *Polycentropus*	+	·	·	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor *Sigara decoratella*	+	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor *Sigara penniensis*	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Ger *Gerris comatus*	·	·	·	+	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·
Nep *Ranatra*	+	·	·	·	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Tri *Agrypnia*	+	·	·	·	+	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor *Sigara solensis*	·	·	·	·	·	·	+	·	·	+	·	·	·	+	·	·	·	·
Eph *Caenis*	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·
Cor *Sigara compressoidea*	·	·	·	·	+	+	·	·	·	+	·	·	·	+	·	·	·	·
Tri *Oxyethira*	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor *Sigara mackinacensis*	·	·	·	·	+	·	·	·	·	+	+	·	+	·	·	·	·	·
Ger *Trepobates inermis*	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	+	+	·	·	·	·	·	·
Odo Libellulidés	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·
Dip Chironomes	+	·	·	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	·	+	·	·	·
Dip Tanytarsus	·	·	·	·	+	+	+	·	·	+	·	+	+	·	+	·	·	+
Dip Orthocladiinés	+	·	·	·	+	+	·	+	·	+	+	·	·	·	+	·	·	·
Odo Coenagrionidés	+	·	·	+	+	+	+	+	+	+	·	+	·	·	·	·	·	+
Dip Cératopogoninés	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	+	+	·	+	·	·	·
Not *Buenoa*	+	·	+	+	+	+	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	+
Col *Graphoderus liberus*	+	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+
Col *Gyrinus*	+	·	·	+	+	+	+	·	·	·	+	·	·	·	+	·	·	+
Ger *Rheumatobates rileyi*	+	·	+	+	·	·	·	·	·	+	+	+	·	+	+	+	+	+
Ger *Metrobates hesperius*	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	+	+
Dip Pentaneurini	+	·	·	+	+	+	·	·	·	·	·	+	·	·	+	·	·	·
Odo *Aeshna*	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	+	+	·	·	·

* Disposition des lacs et des taxons par TWINSPAN. L'astérisque (*) indique les lacs sans poisson.

† *Abréviations*

Ordres d'insectes
Eph - Éphéméroptères
Odo - Odonates
Col - Coléoptères
Tri - Trichoptères
Dip - Diptères

Familles d'hémiptères
Cor - Corisidés
Not - Notonectidés
Ger - Gerridés
Nep - Népidés

Wanapitei (tableau 15). Les ensembles d'insectes des lacs sans poisson des deux régions à l'étude ainsi que ceux des lacs contenant seulement quelques poissons avaient en commun un nombre beaucoup plus grand de taxons que ceux provenant des lacs contenant un grand nombre de poissons. Ces taxons étaient principalement nectoniques et comprenaient les notonectes (Notonectidés), les corises (Corisidés), les dytiques (*Graphoderus liberus*), et les diptères (*Chaoborus americanus*).

À l'aide du programme DECORANA (Hill, 1979*b*), une analyse de correspondance faisant abstraction des tendances a été effectuée afin d'obtenir les cotes selon un ordre donné. Une description et une analyse de l'utilisation de cette technique sont présentées par Hill et Gauch (1980). Les cotes indépendantes ainsi ordonnées de 18 lacs de la région du lac Ranger et de Wanapitei indiquent un contraste entre les lacs sans poisson ou presque sans poisson et ceux contenant des poissons. Lorsque la courbe du pH du lac est tracée en fonction des cotes du premier axe, il est alors évident qu'il existait une forte relation positive dans la région de Wanapitei ($r_s = 0{,}79$, $p < 0{,}001$) (fig. 22) mais non dans la région du Lac Ranger ($r_s = -0{,}006$, $p > 0{,}05$) (fig. 21). L'établissement des cotes ordonnées qui combinent les lacs des deux régions a indiqué que les lacs sans poisson avaient des ensembles d'insectes aquatiques semblables (fig. 23), bien que la gamme du pH des eaux des lacs sans poisson de la région du lac Ranger (6,45–5,0) fût supérieure à celle observée dans la région de Wanapitei (5,27–4,44). Les cotes ordon-

nées indiquent donc que les lacs sans poisson ou presque sans poisson supportent un même ensemble d'insectes aquatiques différent de celui des lacs peuplés de poissons, et que l'ensemble pour les lacs sans poisson ne tient pas compte du pH de l'eau. Dans la région de Wanapitei, les différences au niveau des ensembles d'insectes aquatiques étaient vraisemblablement reliées au pH de l'eau, ce qui est une conséquence probable des effets de l'acidification des lacs sur les populations de poissons.

La richesse des espèces d'insectes aquatiques était également beaucoup plus grande dans les lacs sans poisson (essais *U* de Mann-Whitney, $p < 0,05$). Le nombre moyen des principaux taxons identifiés était plus de deux fois plus élevé dans les lacs sans poisson des régions de Wanapitei et du lac Ranger (respectivement 11,9 et 13,5) que dans les lacs peuplés de poissons (respectivement 5,3 et 6,0).

Des études de différences des moyennes logarithmiques des échantillons prélevés au filet dans les deux types de lacs ont été effectuées afin de vérifier l'hypothèse selon laquelle l'échantillonnage au filet donne un plus grand nombre d'insectes aquatiques dans les lacs sans poisson que dans les lacs peuplés de poissons. Des différences hautement significatives ont été trouvées dans la région du lac Ranger ($t = 7,39$, $p < 0,001$) et dans la région de Wanapitei ($t = 5,96$, $p < 0,001$). Le plus grand nombre d'insectes dans les échantillons des lacs sans poisson était en grande partie dû à l'abondance des organismes nectoniques (fig. 24). Cependant, plusieurs lacs contenant des poissons et ne contenant pas de necton ont néanmoins donné des nombres d'insectes comparables à ceux des lacs sans poisson en raison du grand nombre de gerris (*Gerridés*), particulièrement *Rheumatobates rileyi*, et de façon moins importante, *Metrobates hesperius*, qu'on y trouvait.

Les lacs avec ou sans poisson de la région de Wanapitei supportaient généralement deux types très différents d'ensembles d'insectes (fig. 22 et 24), tandis qu'il y avait un plus grand chevauchement entre les mêmes extrêmes dans les lacs de la région du lac Ranger (fig. 21 et 24). Deux principaux facteurs expliquaient ces différences. Premièrement, dans la région de Wanapitei, le gerris *R. rileyi* abondait plus souvent dans les lacs avec poissons et était rare dans les lacs acides sans poisson, tandis que dans la région du lac Ranger, cet insecte se trouvait en grand nombre dans trois sur quatre lacs non acides (pH > 5,5) sans poisson. Son absence des lacs aux eaux acides suggère qu'il est touché par l'acidification, indépendamment des effets sur la prédation par les poissons. Deuxièmement, comme nous l'avons déjà souligné, il y a de grandes différences entre ces deux régions au niveau des espèces de

Figure 21
pH des lacs c/cotes de l'analyse de correspondance du premier axe (DECORANA) calculées en fonction des données présence/absence de 31 taxons d'insectes dans les lacs avec ou sans poisson de la région à l'étude du lac Ranger (R). La taille des cercles ouverts est proportionnelle au nombre de poissons capturés dans les cinq pièges à ménés. Les lacs sans poisson sont indiqués par un X

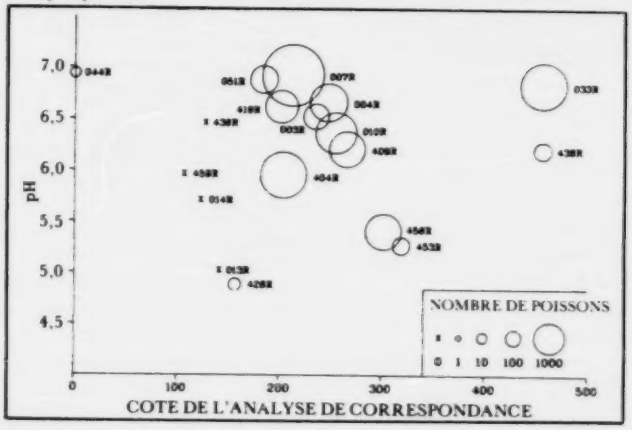


Figure 22
pH des lacs c/cotes de l'analyse de correspondance du premier axe (DECORANA) calculées en fonction des données présence/absence de 27 taxons d'insectes dans les lacs avec ou sans poisson de la région à l'étude de Wanapitei (W). La taille des cercles ouverts est proportionnelle au nombre de poissons capturés dans les cinq pièges à ménés. Les lacs sans poisson sont indiqués par un X

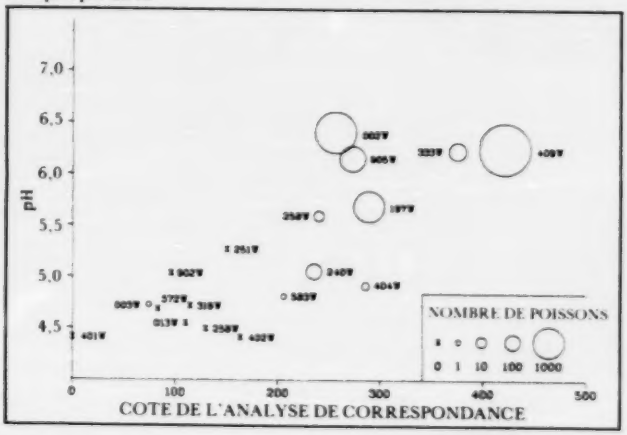


Tableau 15
Présence des principaux taxons d'insectes dans les échantillons par balayage au filet prélevés dans 18 lacs dans la région à l'étude de Wanapitei*

	Taxons d'insectes†	N° du lac 002W	*258W	003W	*401W	*572W	*902W	*013W	*251W	*316W	*402W	256W	583W	240W	404W	197W	333W	409W	905W
Meg	*Chauliodes*	·	·	·	·	·	·	+	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor	*Sigara decoratella*	·	·	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Col	*Dineutes nigrior*	·	·	+	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor	*Sigara dolabra*	·	·	·	·	+	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor	*Sigara penniensis*	·	·	·	+	+	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Cor	*Hesperocorixa scabricula*	·	·	+	·	·	+	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Not	*Notonecta insulata*	·	·	·	+	·	+	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·
Tri	*Triaenodes*	·	·	·	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Col	*Graphoderus liberus*	·	+	+	+	·	+	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Col	*Coptotomus*	·	+	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Dip	*Chaoborus americanus*	·	+	+	·	·	·	+	·	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·
Odo	Libellulidés	·	+	·	·	+	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·
Not	*Notonecta undulata*	·	+	+	+	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·
Not	*Buenoa*	·	+	+	+	+	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·
Dip	Orthocladiinés	+	·	·	·	+	+	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·
Odo	Coenagrionidés	+	·	+	·	+	+	+	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·
Col	*Gyrinus*	·	+	+	+	+	+	+	·	+	+	+	·	+	+	·	·	·	·
Dip	Pentaneurini	·	+	+	·	+	·	+	·	+	·	+	+	+	·	·	·	·	·
Dip	Tanytarsus	·	·	+	·	+	+	+	+	+	+	+	·	+	·	+	·	·	·
Tri	*Oxyethira*	·	·	·	·	·	·	+	·	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·
Dip	Cératopogoninés	·	·	·	·	+	·	·	·	+	+	+	·	·	+	+	·	·	·
Dip	Chironomes	·	·	+	·	+	+	+	+	+	+	·	·	+	+	+	·	·	+
Ger	*Rheumatobates rileyi*	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	+	·	+	+	+	+	+	+
Ger	*Metrobates hesperius*	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	+	·	+	+	·
Eph	Baëtidés	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	+	·
Ger	*Gerris comatus*	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	·	+	·	·
Tri	*Polycentropus*	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·

* Disposition des lacs et des taxons par TWINSPAN. L'astérisque (*) indique les lacs sans poisson.

† *Abréviations :*

Ordres d'insectes
Eph - Éphéméroptères
Odo - Odonates
Meg - Mégaloptères
Col - Coléoptères
Tri - Trichoptères
Dip - Diptères

Familles d'hémiptères
Cor - Corisidés
Not - Notonectidés
Ger - Gerridés

Figure 23
Cotes de l'analyse de correspondance du premier axe (DECORANA) calculées en fonction des données présence/absence de 37 taxons d'insectes dans les lacs des régions à l'étude du lac Ranger (R) et de Wanapitei (W). Les cercles ouverts et fermés représentent respectivement des lacs avec ou sans poisson

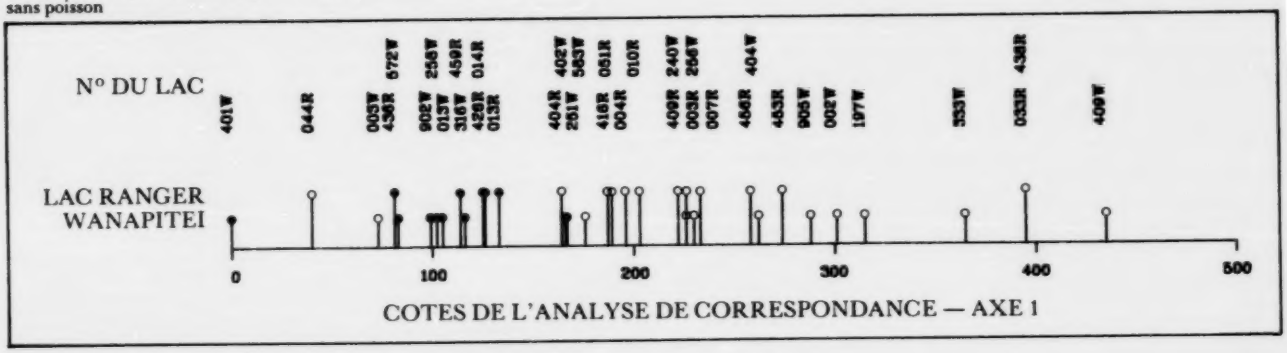
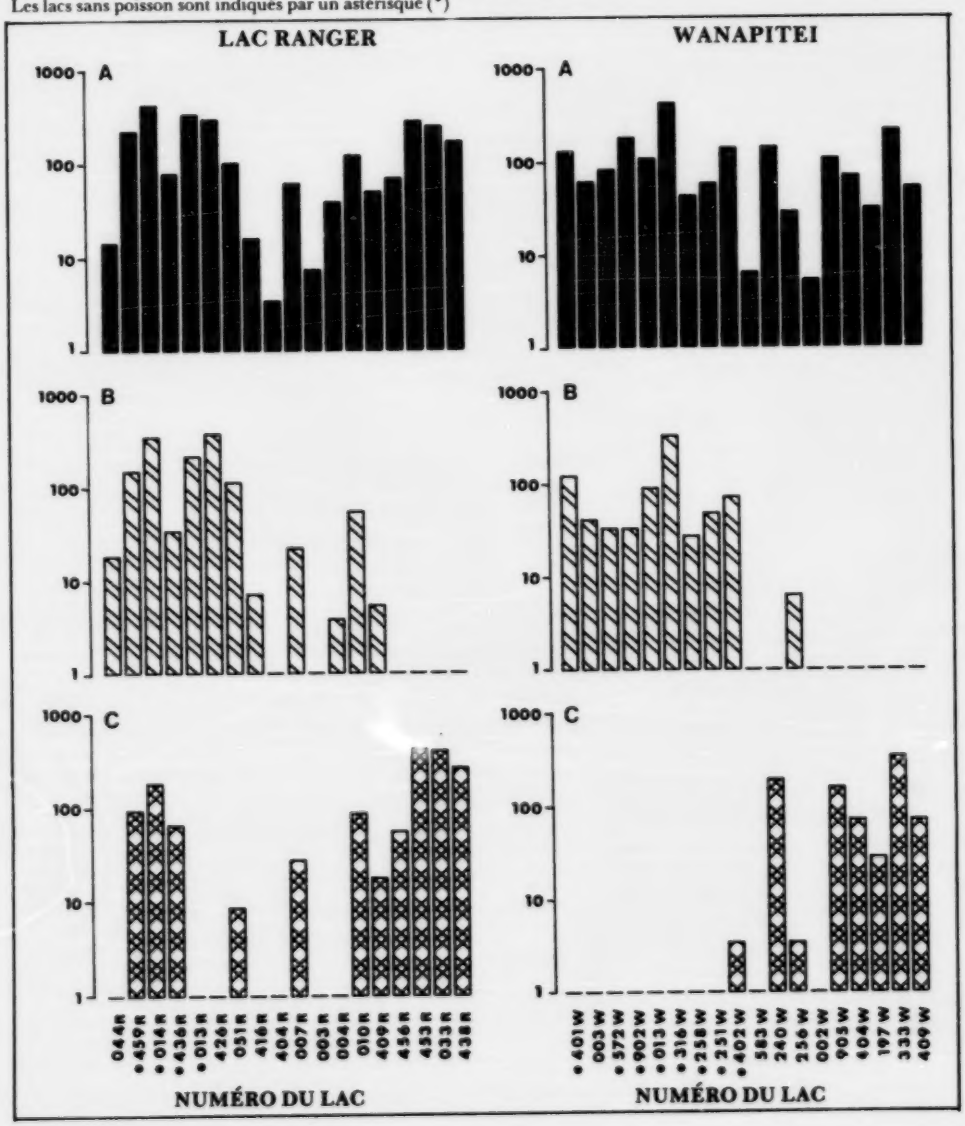


Figure 24
Logarithme de l'abondance (*a*) de tous les insectes aquatiques, *b*) du necton (somme des nombres de Corisidés, Notonectidés *G. libernus* et *C. americanus*), et *c*) des Géridés dans les régions à l'étude du lac Ranger (R) et de Wanapitei (W). Les lacs sont classés par ordre de grandeur croissante des cotes de l'analyse de correspondance du premier axe (DECORANA) (voir fig. 23). Les lacs sans poisson sont indiqués par un astérisque (*)



poissons. La moitié des lacs avec poissons dans la région de Wanapitei conviennent à la Perchaude, qui est une espèce insectivore particulièrement efficace (Eriksson, 1979; Post et Cucin, 1984) et qui tolère également le milieu acide. Dans la région du lac Ranger, la faune des petits poissons non gibier est caractérisée par un ensemble de cyprinidés et la présence de la Perchaude n'a été signalée que dans un seul lac. Les cyprinidés sont des prédateurs d'insectes moins efficaces parce que plusieurs d'entre eux, notamment *Chrosomus* spp. et le Tête-de-boule, ne peuvent se nourrir de gros insectes aquatiques en raison de leur petite gueule et doivent donc se nourrir des larves de ces insectes. Cet ensemble est donc caractéristique des lacs sujets à la mortalité hivernale (Tonn et Magnuson, 1982). On peut donc s'attendre à ce que les populations de poissons de ces lacs soient limitées par les teneurs hivernales en oxygène ou la présence dans les cours d'eau de refuges contre les conditions anoxiques. Ces conditions se trouvent plus souvent dans la région du lac Ranger où les lacs d'amont peu profonds (ZMAX < 3 m) sont fréquents et donc plus sujets à développer des conditions anoxiques. Des dix-huit lacs échantillonnés dans la région de Wanapitei, aucun des lacs d'amont peu profonds ne contenait de poissons, et la profondeur maximale moyenne (7,7 m) était deux fois plus grande que dans la région du lac Ranger (3,8 m).

Les résultats de cette étude renforcent les hypothèses avancées par Eriksson *et al.* (1980) selon lesquelles un grand nombre des changements survenus dans les ensembles de macroinvertébrés et qui coïncident avec l'acidification sont reliés aux changements des relations prédateurs-proies et ne sont pas les effets toxiques directs de l'abaissement du pH sur les macroinvertébrés mêmes. En général, les poissons choisissent les organismes alimentaires les plus gros et les plus visibles dans la colonne d'eau (Brooks, 1968; Werner et Hall, 1974; Zaret, 1980). Les poissons consomment souvent ainsi les plus gros organismes zooplanctoniques de type crustacé (Brooks et Dodson, 1965; Galbraith, 1967; Wells,1970), ainsi qu'un grand nombre de gros insectes nectoniques actifs comme certains *Chaoborus* spp. (Pope *et al.*, 1973; Northcote *et al.*, 1978; von Ende, 1979; Mossberg et Nyberg, 1979), des corisidés et des notonectidés (Macan, 1965; Weir, 1972; Henrikson et Oscarson, 1978; Hurlbert et Mulla, 1981). Les poissons peuvent également avoir un effet considérable sur d'autres éléments de la communauté vivant dans les eaux douces (Thorp, 1986). Des rapports significatifs ont été établis entre le poisson et le phytoplancton (Hrbacek *et al.*, 1961; Lynch et Shapiro, 1981), le benthos (Hall *et al.*, 1970; Gilinsky, 1984; Post et Cucin, 1984), les macrophytes (Spencer et King, 1984) et l'utilisation de la sauvagine (Eriksson, 1979, 1985, 1986; Eadie et Keast, 1982). Dans les lacs sans poisson, les insectes prédateurs deviennent les prédateurs du haut de la chaîne dans la zone limnétique. Cet ensemble d'insectes est un ensemble naturel que l'on retrouve dans les petits lacs et étangs où l'isolement biogéographique, l'anoxie hivernale, la surexploitation des poissons ou l'acidité (organique) naturelle excluent les poissons. Étant donné qu'un nombre limité de taxons d'insectes aquatiques sont, comme le poisson, vulnérables à l'acide, des changements touchant l'abondance de certaines espèces ou la structure globale de la communauté doivent être étudiés en rapport avec les changements qui s'opèrent dans les populations de poissons. Lorsqu'il y a eu acidification, des changements structuraux semblables se produisent à divers pH selon la vulnérabilité des diverses espèces de poissons présentes. Dans la région de Wanapitei, les lacs acides contenant des populations de Perchaudes tolérant l'acide (404W, 583W et 240W) ne comptaient pas des populations d'insectes nectoniques pourtant abondantes dans les lacs sans poisson ayant un pH semblable.

3.4. Caractéristiques des lacs et sélection de l'habitat de la sauvagine

Les données provenant de relevés aériens et terrestres ont été utilisées pour étudier chez la sauvagine les différences entre les adultes et les jeunes en ce qui a trait au taux de réussite de la reproduction et à l'utilisation de l'habitat. La fréquence de la présence de la sauvagine au cours de la période de construction des nids ainsi que les observations de nichées et des adultes au cours de la période d'élevage sont résumées au tableau 16. Le tableau 17 présente une comparaison des taux d'occupation des nichées et des couples nicheurs indiqués. L'estimation des couples nicheurs indiqués dans la région du lac Ranger provient du relevé fait en 1981 seulement, tandis que pour la région de Wanapitei, les estimations proviennent de relevés faits en 1983 (voir la section 1.2. dans *Résultats et analyse*, pour l'analyse de la comparabilité temporelle des résultats des couples nicheurs indiqués).

Sept espèces ont été fréquemment signalées au cours des relevés aériens et terrestres. Plus des deux tiers (67 %) des 95 lacs étudiés au cours de la période de construction des nids dans les deux régions à l'étude combinées contenaient au moins un couple nicheur indiqué (lac Ranger, 59 %; Wanapitei, 76 %) (tableau 16). Ces taux d'occupation étaient sensiblement plus élevés que ceux observés au cours des relevés aériens systématiques faits dans les blocs correspondants (Sault-Sainte-Marie, 34 %; New Liskeard, 45 %) (tableau 3). Cependant, un peu moins du tiers (31 %) des lacs étudiés comportait réellement des nichées (tableau 16). Le Huart à collier était l'espèce la plus fréquemment rencontrée au cours des périodes de construction du nid et d'élevage, suivi du Morillon à collier et du Garrot commun, le Bec-scie couronné et le Canard noir ainsi que le Grand Bec-scie étant vus régulièrement. Par contre, on voyait rarement le Canard malard.

Peu de différences significatives concernant les taux d'occupation étaient observées entre les deux régions à l'étude (tableau 16). En moyenne, un nombre légèrement supérieur de lacs dans la région de Wanapitei étaient occupés par la sauvagine comparativement à la région du lac Ranger au cours de la période de construction des nids ($\chi^2 = 3{,}18$, $p < 0{,}10$). Le contraire était observé au cours de la période d'élevage; il y avait un nombre légèrement inférieur de lacs contenant des nichées dans la région de Wanapitei par rapport à la région du lac Ranger ($\chi^2 = 3{,}67$, $p < 0{,}10$).

Un grand nombre de facteurs, dont les paramètres chimiques et physiques, font qu'un lac est approprié à la reproduction de la sauvagine. Les cotes produites par analyse factorielle ont été utilisées pour évaluer le rapport entre la sauvagine et les descripteurs environnementaux. Les différences entre la présence de couples nicheurs indiqués et les observations combinées d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage ainsi que les facteurs individuels sont présentées au tableau 18. Aucune séparation significative n'a été décelée entre aucun des groupes de sauvagine et le facteur 2, soit la force ionique.

Une comparaison des diverses évaluations des couples nicheurs indiqués n'a donné que peu de différences significatives. Au cours de la période de construction des nids, le Huart à collier avait des cotes sensiblement supérieures pour le facteur 4, morphométrie, et inférieures

Tableau 16
Différences au niveau du nombre et du pourcentage des lacs occupés par sept espèces de sauvagine et des groupes taxonomiques combinés dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, exprimées sous forme de couples nicheurs indiqués, d'observations combinées d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage, et d'observations de nichées seules, vérifiées à l'aide du test du khi carré de l'indépendance ou du test de probabilité exacte de Fisher (**$p < 0,05$, *$p < 0,10$)

	Couples nicheurs indiqués				Adultes et nichées				Nichées seules			
	Lac Ranger (N = 49)		Wanapitei (N = 46)		Lac Ranger (N = 68)		Wanapitei (N = 54)		Lac Ranger (N = 68)		Wanapitei (N = 54)	
Espèces	N^{bre}	%	N^{bre}	%	N^{bre}	%	N^{bre}	%	N^{bre}	%	N^{bre}	%
1. Huart à collier	12	25	15	33	24	35	22	41	4	6	1	2
2. Grand Bec-scie	4	8	3	7	13	19	5	9	5	7	0	0*
3. Garrot commun	8	16	10	22	16	24	13	24	9	13	5	9
4. Bec-scie couronné	4	8	6	13	15	22	10	19	5	7	5	9
5. Morillon à collier	6	12	14	30**	20	29	10	19	10	15	3	6
6. Canard noir	8	16	8	17	6	9	4	7	1	2	3	6
7. Canard malard	4	8	3	7	3	4	0	0	1	2	0	0
Piscivores (1, 2)	14	29	16	35	33	48	23	43	9	13	1	2**
Insectivores (3, 4)	10	20	15	33	24	35	20	37	14	20	8	15
Omnivores (5, 6, 7)	14	29	20	44	22	32	12	22	11	16	5	9
Total des canards (2–7)	21	43	28	61*	45	66	28	52	24	35	11	20*
Total de la sauvagine (1–7)	29	59	35	76*	52	77	40	74	26	38	12	22*

Tableau 17
Nombre et pourcentage des lacs occupés par des couples nicheurs indiqués (CNI) et des nichées (NI) de sept espèces de sauvagine et les groupes taxonomiques combinés dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, et rapports d'occupation nichées/couples nicheurs indiqués

	Lac Ranger (N = 49)				Wanapitei (N = 46)				Nichées/couples nicheurs (rapport NI/CNI)	
	CNI		NI		CNI		NI			
Espèces	N^{bre}	%	N^{bre}	%	N^{bre}	%	N^{bre}	%	Lac Ranger	Wanapitei
1. Huart à collier	12	24,5	4	8,2	15	32,6	1	2,2	0,33	0,07
2. Grand Bec-scie	4	8,2	3	6,1	3	6,5	0	–	0,74	0,00
3. Garrot commun	8	16,3	7	14,3	10	21,7	5	10,9	0,88	0,50
4. Bec-scie couronné	4	8,2	4	8,2	6	13,0	4	8,7	1,00	0,67
5. Morillon à collier	6	12,2	7	14,3	14	30,4	3	6,5	1,17	0,21
6. Canard noir	8	16,3	0	–	8	17,4	2	4,3	0,00	0,25
7. Canard malard	4	8,2	1	2,0	3	6,5	0	–	0,24	0,00
Piscivores (1, 2)	14	28,6	7	14,3	16	34,8	1	2,2	0,50	0,06
Insectivores (3, 4)	10	20,4	11	33,0	15	32,6	7	15,2	1,09	0,47
Omnivores (5, 6, 7)	14	28,6	8	44,0	20	43,5	4	8,7	0,57	0,20
Total des canards (2–7)	21	42,9	18	36,7	28	60,9	9	19,6	0,86	0,32
Total de la sauvagine (1–7)	29	59,2	20	40,8	35	76,1	10	21,7	0,69	0,29

pour le facteur 3, eutrophisation. La préférence démontrée par le Huart à collier pour les lacs plus grands et plus oligotrophes correspond aux résultats des vastes relevés aériens systématiques faits dans le nord-est de l'Ontario (fig. 8).

À l'exception du Grand Bec-scie, toutes les espèces avaient des charges positives moyennement élevées en ce qui a trait au facteur d'acidité au cours de la période de construction des nids (fig. 25). L'acidité marquée des lacs de la région de Wanapitei ainsi que les taux d'occupation globale plus élevés observés dans cette région (76 %) comparativement à la région du lac Ranger (59 %) expliquent en partie cette tendance. Les résultats suggèrent que la répartition des couples nicheurs indiqués au cours des relevés aériens du printemps correspondait de façon positive à l'acidité des lacs sur lesquels ces couples étaient observés. D'importantes associations entre la sauvagine et les descripteurs du milieu abiotique ont également été trouvées au cours de la période d'élevage. À l'exception des cotes du Garrot commun et du Grand Bec-scie, la cote moyenne pour les lacs occupés par les autres espèces au cours de la période d'élevage se déplaçait vers la partie non acide du gradient (fig. 25), suggérant que les lacs occupés par les nichées ont tendance à être moins acides que ceux utilisés au cours de la période de construction des nids. Ces différences étaient plus prononcées dans le cas du Morillon à collier et du Bec-scie couronné : les cotes moyennes pour les lacs où seuls des couples nicheurs indiqués ont été aperçus indiquaient un milieu beaucoup plus acide que les lacs où les adultes et/ou des nichées ont été observés au cours de la période d'élevage (ANOVA : respectivement $F = 5,40$, $p < 0,05$ et $F = 6,22$, $p < 0,05$).

Les facteurs biotiques, particulièrement la présence de poissons, influent également sur la répartition et le taux de réussite de la reproduction des nichées et doivent être considérés dans toute analyse de sélection de l'habitat par la sauvagine. Les résultats des relevés de nichées ont souligné l'importance dans les lacs d'amont du poisson qui est consommé par certaines espèces de sauvagine (fig. 26), comme le suggéraient les données du relevé de 1981 (voir l'annexe 3). D'après le pourcentage des lacs avec ou sans poisson occupés par des adultes et/ou des nichées, les

Tableau 18
Différences entre le nombre moyen d'observations de couples nicheurs indiqués (i) au cours de la période de construction des nids et (ii) observations combinées d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage, et cotes de chaque facteur pour sept espèces de sauvagine et les groupes taxonomiques combinés dans les deux régions à l'étude, vérifiées selon les méthodes dérivées du test *t* de Student (****$p<0{,}001$, ***$p<0{,}01$, **$p<0{,}05$, *$p<0{,}10$)

Espèces		Facteur 1 "acidité"	Facteur 2 "force ionique"	Facteur 3 "eutrophisation"	Facteur 4 "morphométrie"
(i) Période de construction des nids	(N = 94)				
1. Huart à collier	27	+0,148	−0,126	−0,466***	+0,622****
2. Grand Bec-scie	7	−0,186	−0,035	−0,388	+0,342
3. Garrot commun	18	+0,392	−0,168	−0,110	−0,236
4. Bec-scie couronné	10	+0,467	−0,181	+0,159	+0,107
5. Morillon à collier	20	+0,641	−0,376	+0,162	−0,086
6. Canard noir	16	+0,165	−0,115	+0,239	+0,159
7. Canard malard	7	+0,034	−0,057	+0,442	+0,105
Piscivores (1, 2)	30	+0,158	−0,132	−0,423***	+0,519***
Insectivores (3, 4)	25	+0,415	−0,163	−0,057	−0,170
Omnivores (5, 6, 7)	34	+0,384*	−0,199	+0,149	+0,021
(ii) Période d'élevage	(N = 122)				
1. Huart à collier	46	−0,089	+0,044	−0,418****	+0,448****
2. Grand Bec-scie	18	−0,159	+0,256	+0,014	+0,722****
3. Garrot commun	29	+0,285*	−0,086	+0,292**	−0,252*
4. Bec-scie couronné	25	−0,257	−0,069	−0,002	−0,166
5. Morillon à collier	30	−0,119	+0,154	+0,423****	+0,052
6. Canard noir	10	−0,129	+0,226	+0,633****	+0,216
7. Canard malard	3†				
Piscivores (1, 2)	56	−0,173*	+0,103	−0,263***	+0,483****
Insectivores (3, 4)	44	+0,066	+0,041	+0,059	−0,213**
Omnivores (5, 6, 7)	34	−0,081	+0,011	+0,453****	+0,061

† Grandeur insuffisante de l'échantillon.

espèces piscivores dont le Grand Bec-scie et, en particulier, le Huart à collier, préféraient les lacs avec poissons. Par contre, le Garrot commun et le Bec-scie couronné montraient une préférence marquée pour les lacs sans poisson tandis que des oiseaux moins spécialisés dont le Morillon à collier et le Canard noir indiquaient peu de préférences pour l'une ou l'autre des conditions.

Les profils d'association des espèces de sauvagine basés sur les observations d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage et les principaux types d'ensembles de poissons (cyprinidés, non-cyprinidés et lacs sans poisson) sont indiqués à la figure 27 où la cote moyenne de chaque groupe biologique est donnée pour les trois principaux facteurs environnementaux. Un processus de sélection des variables a été adopté pour interpréter l'importance des associations d'habitats et de biotes décrites (B. Collins, comm. pers.), où la probabilité (p_i) qu'il y ait un oiseau présent dans le lac i ($i = 1 \ldots N$) était considérée comme une fonction linéaire des variables indépendantes (cotes factorielles et présence des poissons). La répartition de la variable y_i, qui est de 1 lorsqu'un oiseau est présent dans le lac i et de 0 dans le cas contraire, donne l'équation de vraisemblance suivante pour toutes les valeurs N :

$$L = \sum_{i=1}^{N} p_i^{y_i} (1 - p_i)^{(1 - y_i)} \qquad [4]$$

p_i peut être modélisé comme une fonction linéaire :

$$p_i = b_o + b_i x_i \qquad [5]$$

où b_o et b_i sont choisis pour maximiser la fonction de vraisemblance (L). L'importance de chaque variable peut être évaluée à l'aide du rapport de vraisemblance ou du test G (Sokal et Rohlf, 1981). L'analyse a été effectuée étape par étape, indépendamment pour chaque espèce de sauvagine; l'équation [4] a été ajustée cinq fois avec l'ensemble x_i à l'une des quatres cotes factorielles ou à la variable présence de poisson. Si le test G indiquait une amélioration sensible de l'ajustement du modèle, la variable qui entraîne la meilleure amélioration était choisie et la courbe d'ajustement était calculée. Sinon, le processus de sélection de la variable cessait. À l'étape suivante, le modèle suivant était ajusté :

$$p_i = b_o + b_1 * x_i + b_2 * y_i \qquad [6]$$

où x_i dénote la variable choisie dans l'équation [4] et y_i, l'une des autres variables. Ce modèle était ajusté pour chacune des quatre variables non choisies dans la première étape. Cependant, lorsque la présence de poisson constituait l'une des variables de l'équation [5], alors un terme d'interaction qui indique si l'effet de la variable factorielle est le même pour les lacs avec ou sans poisson était inclus dans le modèle:

$$p_i = b_o + b_1 * x_i + b_2 * y_i + b_3 * x_i * u_i \qquad [7]$$

Lorsque le test G indiquait que l'équation de vraisemblance augmentait sensiblement avec l'inclusion d'une seconde variable, un modèle comportant trois termes était alors ajusté. La sélection par étapes continuait jusqu'à ce qu'il n'y ait plus d'autres augmentations significatives dans l'équation de vraisemblance.

Les résultats de cette analyse par étapes sont résumés au tableau 19, chaque espèce étant représentée par le modèle linéaire offrant le meilleur ajustement. La présence de petits poissons non gibier n'était pas en soi le facteur important influant sur la répartition des espèces piscivores, le Huart à collier ou le Grand Bec-scie, dans les lacs étudiés. La présence de poissons étant l'une des trois variables choisies à l'étape 1 de l'analyse du Garrot commun, on a trouvé qu'il y avait une interaction sensible de cette variable ($p < 0{,}05$) avec le facteur 3 de la deuxième étape. Le Huart à collier et le Grand Bec-scie se trouvaient tous deux le plus fréquemment sur des lacs ayant des cotes élevées pour le facteur 4, ce qui suggère qu'ils préféraient les grands lacs au rivage irrégulier et ayant souvent un grand bassin de drainage. De plus, la présence de Huarts à collier

Figure 25
Comparaisons entre les cotes moyennes des trois facteurs environnementaux pour les observations de couples nicheurs indiqués et d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage pour six espèces de sauvagine dans les deux régions à l'étude combinées. La direction générale du changement entre les saturations factorielles moyennes pour les couples nicheurs indiqués (relevés de mai) et les observations d'adultes et/ou de nichées (relevés juin–juillet) est indiquée par une flèche

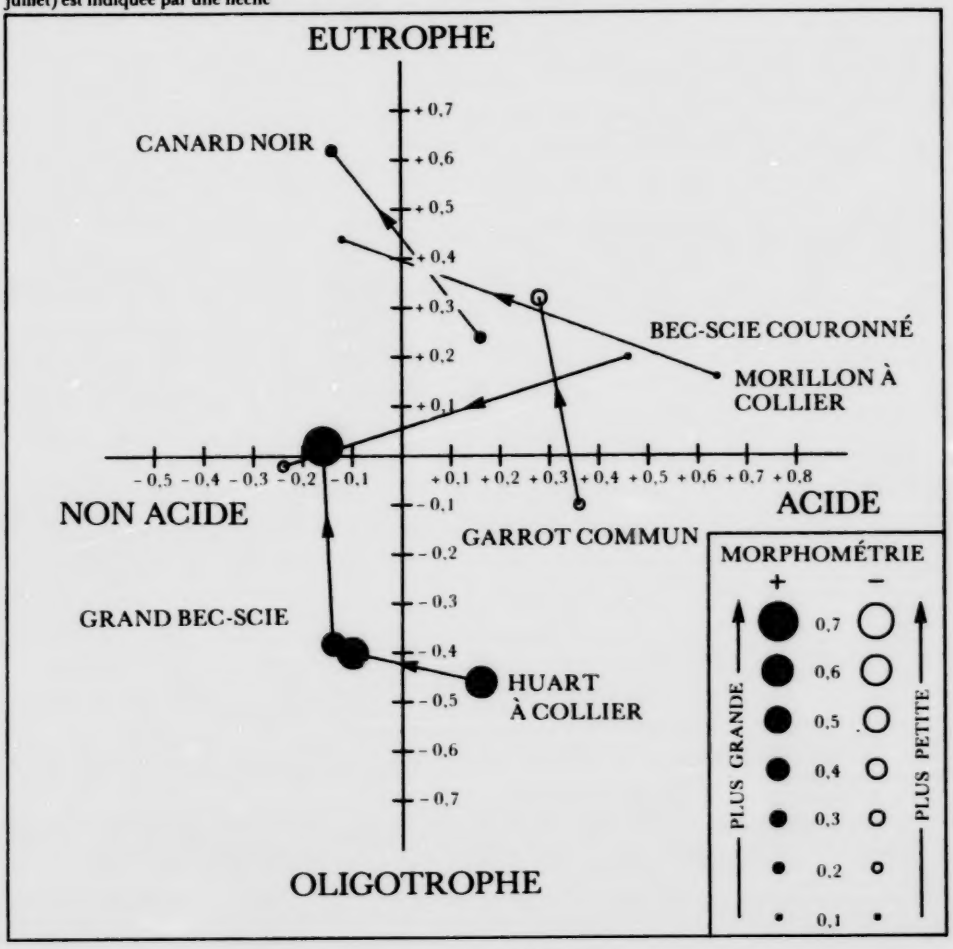
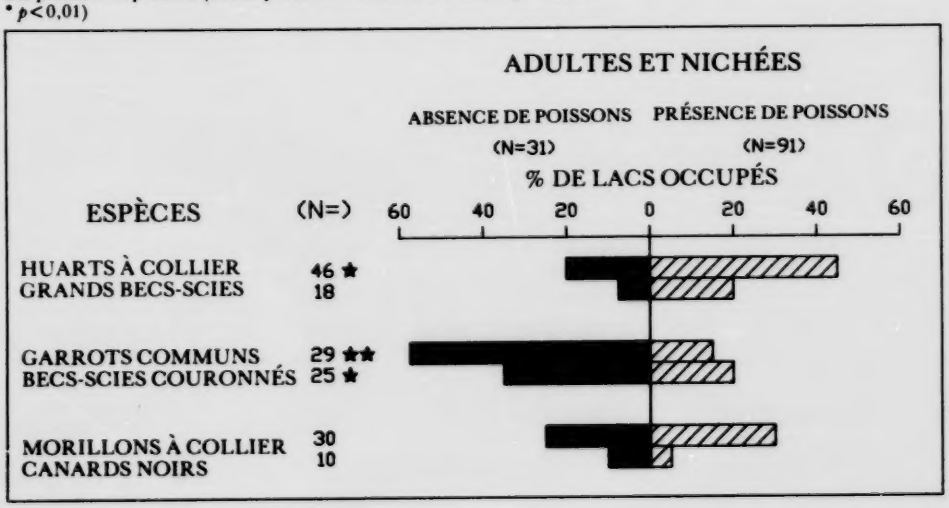


Figure 26
Comparaisons entre les observations d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage dans les deux régions à l'étude combinées, par rapport à la présence de poissons (test de probabilité exacte de Fisher, ** $p<0,001$, * $p<0,01$)

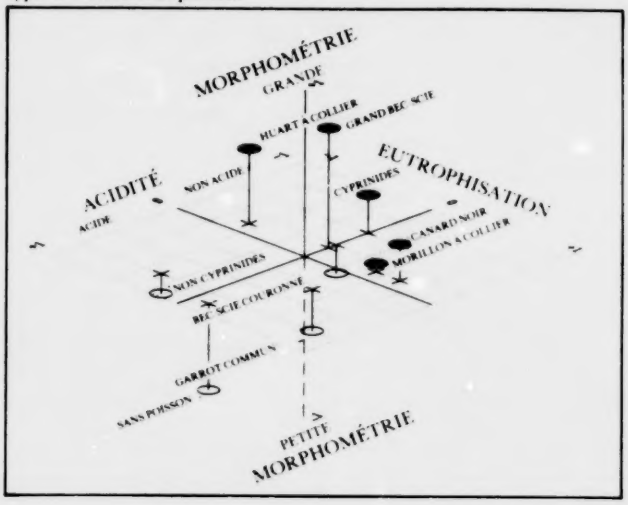


a été corrélée négativement avec le facteur 3, soit l'eutrophisation, ce qui suggère une préférence pour les lacs profonds, plus dilués, souvent caractérisés par de faibles teneurs en éléments nutritifs et en carbone organique. Le Morillon à collier et le Canard noir n'étaient pas non plus touchés par la présence de poissons, ces deux espèces préférant les zones humides peu profondes, riches en éléments nutritifs et souvent dominées par une végétation riparienne et émergente.

La présence de poisson réduisait la probabilité de lacs convenant au Garrot commun ou au Bec-scie couronné (fig. 26), ce qui suggère que le poisson peut faire compétition aux canards pour les insectes qui leur servent de proies. La présence du Garrot commun présente également une corrélation positive avec le facteur 3, l'eutrophisation. D'une façon semblable, la présence de Becs-scies couronnés présentait une corrélation négative avec le facteur 1, l'acidité, au cours de la seconde étape de l'analyse. Cela suppose qu'en plus de préférer des lacs sans poisson, cette espèce avait également tendance à éviter les conditions acides et à favoriser les lacs non acides naturellement sans poisson (toujours des lacs d'amont) qui constituaient un faible pourcentage (< 15 %) de tout l'habitat étudié.

En dépit des différences marquées dans les conditions chimiques et les structures trophiques des deux régions à l'étude, aucune différence significative n'a été décelée entre les deux régions en ce qui a trait à la distribution des oiseaux aquatiques nicheurs observés au cours des relevés de couples nicheurs indiqués. Cependant, la comparaison du pourcentage de lacs occupés par des nichées et du pourcentage de lacs occupés par des couples nicheurs indiqués suggère certaines différences entre les taux de réussite de la reproduction entre les deux régions à l'étude (tableau 17). Dans la région du lac Ranger, il y avait

Figure 27
Profils d'association dans les deux régions à l'étude combinées entre les cotes moyennes des trois facteurs environnementaux pour les observations d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage et les principaux types d'ensembles de poissons



une très bonne corrélation entre les taux d'occupation des nichées et ceux des couples nicheurs indiqués chez le Grand Bec-scie, le Garrot commun, le Bec-scie couronné et le Morillon à collier, le rapport nichées/couples nicheurs indiqués (NI : CN) variant de 0,74 à 1,17. Ce rapport était considérablement plus faible dans le cas du Huart à collier (0,33), du Canard noir (0) et du Canard malard (0,24). En général, le rapport entre les taux d'occupation des nichées et ceux des couples nicheurs indiqués était de 0,50 chez les piscivores (Huart à collier et Grand Bec-scie), de 0,57 chez

Tableau 19
Rapports entre la répartition des diverses espèces de sauvagine, facteurs environnementaux et présence de poissons dans les deux régions à l'étude combinées, étudiés à l'aide d'un processus de sélection à variables échelonnées*

(i) Espèces	Équation ($p < 0,05$)	
Huart à collier	p = 0,386 − 0,106 Facteur 3 + 0,067 Facteur 4	
	(± 0,051) (± 0,037) (± 0,060)	
Grand Bec-scie	p = 0,115 + 0,034 Facteur 4	
	(± 0,025) (± 0,016)	
Garrot commun	p = 0,563 + 0,050 Facteur 3	en l'absence de poisson
	(± 0,105) (± 0,012)	
	p = 0,125 + 0,050 Facteur 3	en présence de poissons
	(± 0,039) (± 0,012)	
Bec-scie couronné	p = 0,386 − 0,078 Facteur 1	en l'absence de poisson
	(± 0,036) (± 0,030)	
	p = 0,130 − 0,078 Facteur 1	en présence de poissons
	(± 0,036) (± 0,030)	
Morillon à collier	p = 0,250 − 0,100 Facteur 3	
	(± 0,047) (± 0,014)	
Canard noir	p = 0,090 − 0,036 Facteur 3	
	(± 0,023) (± 6,0 E-8)	

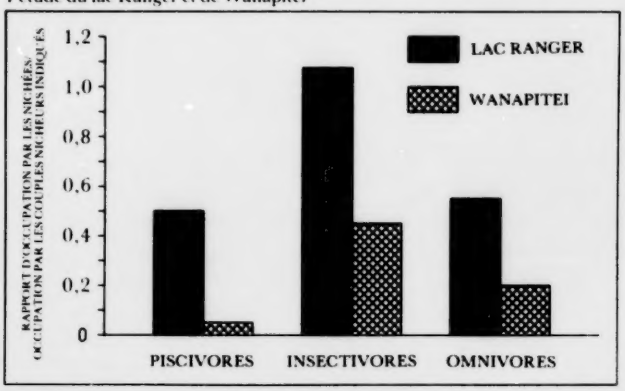
(ii) Espèces	N	Facteur 1 "acidité"	Facteur 2 "force ionique"	Facteur 2 "eutrophisation"	Facteur 4 "morphométrie"	Poissons présents
Huart à collier	46			− (1)†	+ (2)	
Grand Bec-scie	16				+ (1)	
Garrot commun	29			+ (2)		− (1)
Bec-scie couronné	25	− (2)				− (1)
Morillon à collier	30			+ (1)		
Canard noir	10			+ (1)		

* Les données sur la sauvagine sont exprimées sous forme d'observations combinées d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage. Les équations qui correspondent le mieux au modèle linéaire testé pour chaque espèce sont présentées dans la partie (i). Les chiffres sous les paramètres sont les évaluations des écarts-types des paramètres. Les rapports significatifs sont illustrés schématiquement dans la partie ii).

† Les valeurs entre parenthèses indiquent l'ordre d'intégration au modèle.

les omnivores (Morillon à collier, Canard noir et Canard malard) et de 1,09 chez les insectivores (Garrot commun et Bec-scie couronné) (fig. 28). Dans la région de Wanapitei, ce rapport était généralement plus faible chez toutes les espèces, à l'exception du Canard noir (tableau 17). Les rapports des omnivores (0,20) et des insectivores (0,47) étaient considérablement plus faibles dans la région de Wanapitei que dans la région du lac Ranger, bien que la différence la plus marquée du taux de réussite se trouve chez les piscivores (0,06).

Figure 28
Rapports d'occupation des nichées/couples nicheurs indiqués pour trois principaux groupes de sauvagine (piscivores–Huart à collier + Grand Bec-scie; insectivores–Garrot commun + Bec-scie couronné; et omnivores–Morillon à collier + Canard noir + Canard malard) dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei



Conclusions

1. Populations de sauvagine dans le nord-est de l'Ontario

La perte et la détérioration de l'habitat constituent les principaux problèmes de gestion de la sauvagine auxquels sont confrontés les organismes de gestion en Amérique du Nord (Plan nord-américain de gestion de la sauvagine, 1986). Bien qu'elles comportent des densités de canards reproducteurs moins élevées que celles des provinces des Prairies (Wellein et Lumsden, 1964), les zones humides de la forêt boréale ont pris de plus en plus d'importance pour les populations continentales de sauvagine, particulièrement lors des sécheresses et depuis que les zones humides des prairies ont été détruites par le drainage agricole (Gilmer *et al.*, 1975). Cependant, ces habitats anciennement sûrs de la sauvagine dans les vastes forêts boréales de l'Est canadien sont maintenant touchés par les aménagements hydro-électriques et de loisir, les pratiques forestières, la pollution par les effluents industriels et la pollution atmosphérique. Dans l'est de l'Amérique du Nord, la diminution sensible du nombre de Canards noirs et la baisse soupçonnée des populations de Garrots communs et de Sarcelles à ailes vertes peuvent être reliées à la détérioration de l'habitat boréal (Plan nord-américain de gestion de la sauvagine, 1986). Sur le Bouclier précambrien au nord-est et au centre-sud de l'Ontario, l'important apport de polluants atmosphériques sur un terrain sensible peut menacer la qualité des systèmes aquatiques pour la reproduction de la sauvagine.

Avant le présent travail, seul un relevé de reconnaissance (Dennis, 1974*b*) avait étudié les répartitions de reproduction de la sauvagine dans le nord-est de l'Ontario. Il n'y a donc pas de données historiques sur les populations de sauvagine dans les régions agressées par la pollution acide. Les relevés faits dans la région depuis 1980 n'ont indiqué aucune tendance significative dans le niveau de population, sauf pour le Canard huppé qui connaît une croissance constante. Cependant, ces relevés à court terme ne peuvent possiblement pas établir de rapports entre l'acidification des lacs et la réaction des populations de sauvagine. Les relevés des couples reproducteurs ont indiqué que seul un pourcentage (< 45 %) de l'habitat aquatique, pouvant servir à la nidification de la sauvagine dans cette région, est utilisé. Plusieurs facteurs, dont la surexploitation du gibier et la détérioration de l'habitat, sont probablement responsables de cette situation; on ne peut absolument pas attribuer à un seul facteur les densités relativement faibles de population (environ une paire au kilomètre carré) observées dans tout le nord-est de l'Ontario. Cependant, la population totale de sauvagine (y compris le Huart à collier) se reproduisant dans ces régions très vulnérables à l'acide est considérable (environ 105 000 paires sur 97 500 km^2). Les tendances temporelles des polluants atmosphériques et des populations de sauvagine mises à part, un segment considérable des ressources de sauvagine de l'Ontario est menacé par l'influence continuelle des précipitations acides sur les systèmes aquatiques.

Un total de onze espèces se reproduisent généralement dans cette région. Plusieurs espèces de canards de surface (la Sarcelle à ailes bleues, la Sarcelle à ailes vertes et le Canard malard) et le Canard huppé se trouvaient généralement dans les blocs de Killarney et de Nipissing où les influences agricoles combinées à un habitat principalement marécageux fournissent une variété de types de zones humides bien tamponnées comme on en retrouve beaucoup dans le sud de l'Ontario. Cependant, les espèces de sauvagine qui sont menacées par l'acidification sont celles qui dépendent d'habitats aquatiques provenant des processus glaciaires et caractérisés par de faibles capacités de neutralisation. L'intergradation entre la Région forestière des Grands Lacs et du Saint-Laurent et la Région forestière boréale, ainsi que l'influence accrue de l'utilisation des terres agricoles le long du chenal nord et du lac Nipissing, constituent une séparation naturelle dans la répartition de la sauvagine type des lacs boréaux des espèces plus méridionales comme le Canard malard et le Canard huppé. Les espèces boréales, notamment le Garrot commun, le Bec-scie couronné, le Morillon à collier et le Canard noir, se retrouvaient régulièrement ensemble sur des parcelles dans la majeure partie du nord-est de l'Ontario. Ces espèces utilisent de petits lacs et des zones humides d'amont au cours de la période de nidification tandis que les espèces piscivores comme le Huart à collier et le Grand Bec-scie se retrouvaient ensemble sur des parcelles contenant un habitat formé de lacs et de cours d'eau plus grands. Ces profils d'utilisation de l'habitat sont différents de ceux signalés par Hunter *et al.* (1986) et Longcore et Stromborg (inédit) dans l'est du Maine où des marais et autres systèmes eutrophes sont plus importants pour l'habitat de la sauvagine que les lacs d'amont oligotrophes. Malgré leurs densités de reproduction enregistrées relativement faibles, les petites zones humides oligotrophes étaient extrêmement importantes comme habitats de nidification et d'élevage de la sauvagine dans notre étude. Il ne fait aucun doute d'après notre travail que la conclusion de Hunter *et al.* (1986) selon laquelle "relativement peu d'espèces de sauvagine du nord-est de l'Amérique du Nord vivent dans les types d'écosystèmes aquatiques les plus sensibles à l'acidification" n'est pas

valable dans la situation actuelle pour la majeure partie du centre et du nord de l'Ontario. Les études de la sauvagine et de la chaîne alimentaire ont été concentrées sur ces habitats et ces espèces étant donné qu'un pourcentage considérable des espèces de sauvagine qui se reproduisent dans le nord-est de l'Ontario sont associées aux habitats aquatiques sensibles aux effets de l'acidification (c.-à-d. les petits lacs d'amont) (Haines, 1981; Kelso et Minns, 1982).

2. Profils de l'acidification des lacs

Patterson (1976) et Murphy *et al.* (1984) ont étudié l'importance des facteurs environnementaux en ce qui a trait à la régulation des populations de canards et ont reconnu l'importance des considérations limnologiques dans l'évaluation de l'habitat. Le taux de réussite de la reproduction de la sauvagine est influencé par l'hétérogénéité naturelle du milieu aquatique ainsi que par les nombreux facteurs physiques et chimiques conjugués qui influent sur la productivité et la structure trophique des systèmes aquatiques.

La majeure partie de la variabilité chimique et physique que l'on retrouve dans les petits lacs d'amont dans la présente étude pourrait être expliquée par les quatres éléments principaux suivants : l'acidité, la force ionique, l'eutrophisation et la morphométrie des lacs. Bien que les effets associés aux apports de contaminants atmosphériques soient très répandus en Amérique du Nord et reflètent le transport à grande distance des polluants atmosphériques, le problème de l'acidification des eaux de surface au Canada demeure des plus marqués dans les régions voisines des sources ponctuelles d'émission de grandes quantités d'oxydes de soufre et d'azote. On a signalé au nord-est de Sudbury en Ontario que "l'étendue de l'acidification est aussi importante, sinon plus, que partout ailleurs où elle a été signalée" (Beamish *et al.*, 1976), et celle-ci peut être attribuée surtout aux complexes métallurgiques de l'endroit. L'importance des facteurs de l'acidité et de la force ionique pour expliquer la variation de la composition chimique des lacs à l'étude dans la région de Wanapitei indique l'impact du dépôt des substances acides et les influences possiblement modératrices de la roche en place et de la lithologie superficielle. Dans une classification et une description à plusieurs variables de 187 lacs influencés par les précipitations acides dans le nord-est de l'Ontario (dans un rayon de 200 km de Sudbury), Pitblado *et al.* (1980) ont également démontré l'importance des contaminants atmosphériques provenant du complexe sidérurgique de Sudbury et les influences modératrices possibles d'espèces tampons dérivées de la lithologie. Les composantes principales de leur analyse étaient très semblables à celles produites par la présente étude. Les variables directement reliées à l'activité sidérurgique, particulièrement les concentrations élevées de sulfate dans les lacs dues au dépôt direct de SO_2 et à la fumigation de soufre, étaient inversement proportionnelles à la distance de Sudbury. Le profil observé était axé dans une direction sud-ouest–nord-est en raison des vents dominants de la région. Les lacs au nord et au nord-est du Lac Wanapitei ont une vaste gamme de conditions chimiques malgré la proximité de Sudbury. En moyenne, le rapport Alcalinité/SO_4^{2-} était beaucoup moins élevé dans les lacs étudiés dans la région de Wanapitei que dans ceux de la région du lac Ranger. Il en résulte une acidité accrue et des teneurs métalliques élevées observées dans des lacs situés sur une roche en place vulnérable dans la région de Wanapitei. Cependant, il existe peu d'éléments tendant à attester la présence de très fortes teneurs en certains métaux (Cu, Ni et Zn) dont les concentrations seraient reliées aux effets de dépôts locaux, comme on l'a observé dans certains lacs échantillonnés dans le voisinage immédiat de Sudbury (Yan et Miller, 1984). Les lacs qui se trouvent sur une roche en place résistante dans la région de Wanapitei sont bien tamponnés, généralement riches en éléments nutritifs et se comparent avantageusement à bien des sites productifs (principalement les lacs VIXEN) étudiés dans la région du lac Ranger. L'état différent des lacs quant aux éléments nutritifs, et particulièrement en ce qui a trait aux teneurs en phosphore, peut correspondre à la variation des charges naturelles en éléments nutritifs influencées par des facteurs morphométriques (c.-à-d. un important bassin hydrographique par rapport aux dimensions du lac) et lithologiques. Malgré l'importance des anions organiques dans l'acidité naturelle de certains réseaux de tourbières dans l'est de l'Amérique du Nord (Gorham *et al.*, 1984; Kerekes *et al.*, 1984), nous n'avons relevé aucun apport de ce genre dans notre étude.

Malgré les faibles apports globaux d'acide dans la région du lac Ranger, l'acidification des eaux de surface menace bien des lacs dont la capacité tampon est faible, voire épuisée, de cette région. La similitude entre la composition chimique de certains lacs de la région du lac Ranger (GONG) et celle d'un grand nombre de lacs de la région de Wanapitei (WHS) suggère que ces réseaux aquatiques sont vulnérables et peuvent souffrir à long terme ou selon les saisons d'un important stress reflété dans le rapport pH/métaux, à la suite des apports acides provoqués par la fonte des neiges au printemps.

3. Test d'hypothèse

La capacité d'un habitat à accommoder la sauvagine reproductrice constitue une fonction complexe de divers paramètres écologiques, notamment les caractéristiques de l'aire de nidification, les abris contre les prédateurs pour les nichées et les exigences alimentaires des canetons. Les ressources alimentaires constituent fréquemment un facteur limitatif pour les canetons et les couveuses au cours de la saison de la reproduction étant donné que les canards sont les prédateurs du sommet de la pyramide alimentaire aquatique (Swanson et Meyer, 1973; Reinecke et Owen, 1980). Nous avons étudié l'hypothèse selon laquelle les effets néfastes des précipitations acides sur la sauvagine se traduiraient par des changements au niveau de l'abondance et de la disponibilité des espèces proies.

Dans le nord-est de l'Ontario, la disponibilité des ressources alimentaires pour de nombreuses espèces de sauvagine a été influencée par l'acidification des lacs. Ces changements produits par les précipitations acides sont principalement dus à l'épuisement graduel des ressources de poisson, l'un des premiers groupes à être touchés par l'acidification des lacs (Schofield, 1976). Dans la région agressée par la pollution acide, les populations de petits poissons non gibier comptaient moins d'individus et moins d'espèces que dans la région du lac Ranger. La plupart des espèces de cyprinidés étaient absentes lorsque le pH de l'eau était moyennement élevé (5,5). Au-dessous de cette valeur, plusieurs espèces de non-cyprinidés étaient présentes, particulièrement la Perchaude qui a été signalée dans la région de Wanapitei seulement. Bien que la richesse des espèces de poissons soit principalement fonction de l'acidité des lacs, les paramètres chimiques et physiques contribuent au gradient des communautés de poissons observées (Bendell et McNicol, 1987*b*). La mor-

phométrie lacustre et du bassin hydrographique influent également sur la composition des espèces de poissons. Nous avons conclu que la distinction établie entre les lacs (avec ou sans cyprinidés) dans la région du lac Ranger correspondait à la disponibilité accrue d'habitats de cours d'eau dans les lacs d'aval de sorte que les espèces de cyprinidés ont été ajoutées à l'ensemble des espèces des étangs d'amont lorsque la superficie du bassin hydrographique augmentait.

Les effets néfastes de l'acidification des lacs sur les espèces de petits poissons non gibier semblent avoir influé sur les capacités de reproduction des espèces d'oiseaux aquatiques piscivores dans la région de Wanapitei. Le Huart à collier et le Grand Bec-scie préfèrent tous deux les grands lacs oligotrophes bien drainés et qui comportent des populations de cyprinidés (Bendell et McNicol, 1987*b*) et de Touladis (*Salvelinus fontinalis*), en Ontario (Kelso et Minns, 1982). Une relation semblable a été établie au Québec (DesGranges et Darveau, 1985). Dans la présente étude, ces deux espèces piscivores étaient abondantes tant dans les régions agressées par la pollution acide que dans les régions non agressées au cours de la période de construction des nids; elles occupaient presque un lac sur trois de tous les lacs qui ont fait l'objet d'un relevé. Cependant, un nombre beaucoup moindre de lacs accommodaient des nichées dans la région de Wanapitei que dans la région du lac Ranger. Bien que la prédation régisse le taux de mortalité générale de la sauvagine dans une région donnée, le pourcentage relativement faible de nichées d'espèces piscivores observé dans la région de Wanapitei suggère qu'un autre facteur, comme l'épuisement des ressources alimentaires, est également responsable de la perte des oeufs au nid ou de la mortalité des nichées.

Des données provenant de l'Ontario (Alvo, 1985) et de la Scandinavie (Almer *et al.*, 1978) indiquent que des pertes de populations de poissons dans les lacs acides peuvent être responsables de la baisse observée chez les populations de huarts en Ontario et de huarts et de becs-scies en Suède. Alvo (1985) a signalé l'existence d'une corrélation négative entre la productivité des huarts dans les lacs d'une superficie inférieure à 100 ha dans un rayon de 100 km de Sudbury et l'acidité de l'eau du lac.

Nos résultats appuient les conclusions d'Eriksson *et al.* (1980) selon lesquelles un grand nombre de changements biologiques affectant les ensembles de macroinvertébrés et qui coïncident avec l'acidification sont reliés à des changements des rapports prédateurs–proies. Le déplacement vers un système trophique dominé par les invertébrés à la suite de la disparition des poissons dans les lacs acides dans la région de Wanapitei a été caractérisé par une présence et une abondance accrues de macroorganismes nageurs comme les notonectidés, les corisidés, *Graphoderus liberus* et *Chaoborus americanus*. Le même ensemble a été observé dans les lacs non acides de la région du lac Ranger où l'absence de poisson est vraisemblablement due à l'isolement biogéographique ou à l'anoxie hivernale.

Les invertébrés consommés par la sauvagine sont également souvent exploités par le poisson, dont certaines espèces concurrencent de façon très efficace la sauvagine (Andersson, 1981). L'augmentation de l'abondance des gros insectes prédateurs à la suite de la baisse des stocks de poissons dans les lacs acides augmente la disponibilité des ressources alimentaires pour les espèces dont les jeunes nécessitent pour leur croissance de grandes quantités d'aliments à base d'insectes riches en protéines. Eriksson (1979) et Eadie et Keast (1982) soutiennent tous deux que la compétition entre le poisson et le Garrot commun a eu des répercussions sur le choix des terrains d'alimentation et des lieux d'élevage de cette espèce. Après avoir retiré certains poissons à des fins expérimentales, Eriksson (1976) a trouvé que les jeunes Garrots communs se nourrissaient en grande partie d'insectes aquatiques nageurs comme les notonectidés, les corisidés et les dytiscidés de préférence à des proies benthiques. Dans la présente étude, l'absence de poisson constituait le facteur unique le plus important en ce qui a trait à la convenance d'un lac pour le Garrot commun au cours de la période d'élevage; ce facteur était également important pour le Bec-scie couronné. L'acidité et la présence de poissons n'avaient aucun effet sur le choix des lacs par le Morillon à collier et le Canard noir. Les nichées de ces deux espèces occupaient plutôt des zones humides peu profondes, riches en éléments nutritifs et ayant une communauté riveraine bien développée, comme on l'a observé dans le sud du Québec (DesGranges et Darveau, 1985).

Les jeunes de plusieurs espèces de canards de surface et de canards plongeurs se nourrissaient en grande partie de proies invertébrées (Bartonek, 1972; Swanson *et al.*, 1979; Reinecke et Owen, 1980). Dans la présente étude, l'alimentation précôtière des jeune canards de surface comme le Canard noir et le Canard malard se nourrissant d'insectes aquatiques était en grande partie non touchée par la prédation des poissons, probablement à cause de l'abri que constitue la zone littorale de structure complexe des lacs eutrophes. Par contre, les grosses proies mobiles qui s'aventurent dans les parties pélagiques peuvent être exploitées, à la suite de la disparition des poissons prédateurs, par les plongeurs comme le Garrot commun et le Bec-scie couronné dès leur plus jeune âge. En raison de la morphologie particulière de leur bec ou de certains retards subis dans le développement des capacités de plongeon, les jeunes d'autres espèces de canards plongeurs comme le Morillon à collier peuvent ne pas pouvoir exploiter les stocks accrus de proies nectoniques dans les lacs sans poisson avant d'avoir atteint un stade de développement ultérieur. Les jeunes Morillons à collier couverts de duvet dépendent plus que les Garrots communs de l'alimentation en surface dans la végétation précôtière (McNicol, inédit).

En résumé, les comparaisons de la production de nichées de la sauvagine entre deux régions qui reçoivent des charges acides différentes ont indiqué qu'un nombre moindre de nichées sont produites dans la région où les dépôts acides sont supérieurs par rapport au nombre de couples nicheurs au printemps. Le pire cas que l'on ait trouvé mettait en cause des espèces piscivores (le Huart à collier et le Grand Bec-scie) dans la région de Wanapitei où cinq à huit fois moins de jeunes étaient produits. Ces espèces piscivores sont donc immédiatement menacées par les effets de l'acidification sur le poisson dans la majeure partie du nord-est de l'Ontario. Des diminutions semblables mais moins importantes au niveau de la production des nichées touchaient d'autres espèces de sauvagine dans cette région. Les insectivores (le Garrot commun et le Bec-scie couronné) peuvent profiter de certains avantages à court terme dus à une compétition réduite des poissons en ce qui

a trait à leur proie commune, les insectes nectoniques. Les omnivores ne tirent aucun avantage immédiat de la disparition du poisson. Même si la plupart des espèces de sauvagine choisissent des zones humides plus productives et mieux tamponnées pour élever leurs jeunes, de petits lacs d'amont constituent une grande partie des territoires de nidification occupés par les couples reproducteurs dans certaines régions et pour certaines espèces. Nos résultats indiquent que le succès de ces oiseaux peut être moindre dans les régions recevant des dépôts acides de l'ordre de 20–30 kg de $SO_4^{2-} \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$. Il faudra recueillir de plus amples informations afin d'établir si l'acidité limite l'abondance du poisson et des proies invertébrées au détriment de toutes les espèces de sauvagine.

Annexes

Annexe 1
Vulnérabilité de la roche en place et des sols dérivés aux précipitations acides dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei

Région	Cote de vulnérabilité de la roche en place	Ensemble de roches en place	Lithologie de la roche en place	Géologie superficielle
Lac Ranger	Vulnérabilité élevée : capacité tampon faible à insignifiante, principalement par échange cationique à l'intérieur de la couche d'argile et de matériaux détritiques de la taille des particules de limon	Roches intrusives et métamorphiques felsiques. Roches intrusives granitoïdes et équivalents volcaniques	Roches granitiques et gneissiques d'origine plutonique	GONG : Moraine de fond; till limoneux à sableux VIXEN : a) Moraine frontale; sable, gravier, galets b) Formation lacustre; argile à varves ou argile massive, limon, sable fin, sable c) Dépôt de délavage; sable, sable fin, gravier
Wanapitei				
Faible vulnérabilité (WLS)	Vulnérabilité faible à intermédiaire : capacité tampon faible à élevée principalement due à l'anion carbonate et à l'échange cationique dans l'argile et les matériaux détritiques de la taille du limon	Groupe du lac Quirke — roches sédimentaires siliceuses riches en carbonate	Roches sédimentaires clastiques calcaires de granulométrie fine à grossière	Moraine frontale; sable, gravier, galets
Vulnérabilité moyenne (WMS)	Vulnérabilité moyenne à élevée : capacité tampon faible à élevée, principalement due à l'échange cationique dans l'argile et les matériaux détritiques de la taille des particules de limon	Groupe cobalt — Roches sédimentaires siliceuses non calcaires. Roches mafiques à métavolcaniques intermédiaires — roches basaltiques et sédimentaires associées, et roches volcaniques	Roches sédimentaires non métamorphisées à faible teneur. Roches mafiques et métavolcaniques felsiques et roches métasédimentaires associées, non différenciées	Moraine de fond; till limoneux à sableux
Vulnérabilité élevée (WHS)	Vulnérabilité élevée : capacité tampon faible à insignifiante, principalement due à l'échange cationique à l'intérieur de la couche d'argile et de matériaux détritiques de la taille des particules de limon	Groupe cobalt — Grès quartzeux. Roches felsiques intrusives et métamorphiques — roches intrusives granitoïdes et équivalents volcaniques	Grès quartzeux, orthoquartzite. Roches granitiques et gneissiques d'origine plutonique	

Annexe 2
Résumé des dénombrements et des mesures des lacs par unité de bassin hydrographique et catégorie de superficie des principaux bassins hydrographiques utilisés dans le cadre de la présente étude (modifiée d'après Cox, 1978)

	Catégories de superficie des lacs, ha										Résumé des statistiques				
	>1000		100–999		10–99		1–9,9		<1		Totaux		Moyennes		
Code du bassin hydrographique	N^{bre}	Superficie, ha	N^{bre}	Superficie, ha	N^{bre}	Superficie, ha	N^{bre}	Superficie, ha	N^{bre}	Superficie, ha	N^{bre}	Superficie, ha	Superficie, du lac, ha	Superficie, du bassin hydrographique, ha	Nombre de petits lacs (< 9,9 ha) aux 100 km
Lac Ranger															
2BF-3 Goulais*	–	–	17	2 966	218	5 680	868	3589	264	149	1367	12 384	8,9	197 896	57,2
2CA-2 Garden*	1	2254	5	1 616	115	2 493	471	1860	135	82	727	8 304	11,3	106 233	57,0
2CB-2 Aubinadong*	–	–	14	3 804	232	5 419	630	2665	216	117	1092	12 005	10,9	166 329	50,9
Totaux	1	2254	36	8 386	565	13 592	1969	8114	615	348	3186	32 693	10,4	470 458	54,9
Wanapitei															
2DA-2 Wan supérieure*	2	921	13	1 813	75	1 858	341	1190	138	77	569	5 861	10,1	87 819	54,5
2DA-3 East Wan*	–	–	4	556	23	658	94	428	11	8	132	1 650	12,1	20 235	51,9
2DA-4 Parkin†			2	855	27	752	92	385	26	15	147	2 007	13,8	19 433	60,7
2DC-1 Sturgeon*			23	5 193	172	4 589	595	2361	187	98	977	12 241	12,6	198 098	39,5
2DC-2 Chiniguichi*	4	6071	10	2 646	93	2 439	195	832	25	18	327	12 500	36,8	69 891	31,5
Totaux	6	6992	52	11 063	390	10 296	1317	5196	387	216	2152	33 764	17,1	395 476	43,1

* Indique les rivières
† Indique les ruisseaux

Annexe 3
Résumé des méthodes d'échantillonnage et des résultats des études pilotes faites dans la région du lac Ranger entre 1980 et 1982

Des études pilotes ont été faites dans la région du lac Ranger de 1980 à 1982, avec une période de pointe en 1981, dans le but d'étudier la productivité de la sauvagine, la chimie de l'eau et les interactions de la chaîne alimentaire. Le résumé ci-dessous décrit les méthodes d'échantillonnage utilisées seulement dans les études pilotes et les principaux résultats de ces études, particulièrement lorsqu'ils ont trait aux études comparatives entreprises en 1983.

1. Méthodes

Le nombre de lacs étudiés et les paramètres mesurés sont présentés au tableau 1. Plusieurs caractéristiques physiographiques des lacs ont été mesurées, notamment la bathymétrie, la qualité de l'eau et la végétation du rivage. Les données sur la qualité de l'eau recueillies en 1981 ne comprennent pas les mesures des éléments nutritifs ou de la couleur de l'eau. Les interactions de la chaîne alimentaire ont été étudiées par échantillonnage de ménés dans 37 lacs et de macroinvertébrés dans 10 de ces lacs. La méthode d'échantillonnage par balayage au filet adoptée en 1981 était différente de celle utilisée en 1983 étant donné qu'un filet circulaire de 700 cm^2 a été utilisé et que les échantillons ont été prélevés dans des sites choisis au hasard sur chaque lac, au cours des deux périodes d'échantillonnage, une fois en juin et l'autre en juillet. La méthode de piégeage des ménés était semblable à celle utilisée en 1983 avec la seule différence que le nombre de nuits de piégeage par lac variait de deux à sept. Voici un résumé des méthodes d'échantillonnage non décrites dans Méthodes, section 2.

1.1. Bathymétrie des lacs

Les approximations du volume de la zone littorale (définie comme étant le volume d'eau jusqu'à une profondeur maximale de 1,3 m) ainsi que le volume total estimatif du lac et la profondeur maximale estimative ont été calculés à l'aide des données bathymétriques de 50 lacs. Les cartes de contour bathymétrique ont été produites à partir des transects des mesures des profondeurs de chaque lac. Les profondeurs indiquées en pieds ont été enregistrées à intervalles de 5 s le long des transects à l'aide d'équipement de sondage Lowrance Bluewater, modèle LFG-225.

1.2. Qualité de l'eau

Le programme d'échantillonnage de l'eau a été conçu de façon à établir les principales caractéristiques chimiques des lacs choisis pour les études de la productivité de la sauvagine et de la chaîne alimentaire. Il y a eu quatre séries d'échantillonnage : septembre 1980 (N = 50 lacs), avril 1981 (N = 55), mai 1981 (N = 148) et juillet 1981 (N = 80). Bien que l'échantillonnage de mai 1981 ait porté sur 148 lacs, on n'a utilisé que les données de 100 lacs.

À des fins de comparaison, seuls les lacs échantillonnés au cours des quatre périodes, notamment septembre (mélange automnal), début avril (ruissellement printanier), fin mai (au cours de la stratification thermale) et fin juillet (après la stratification thermale), ont été inclus dans l'analyse des fluctuations saisonnières des paramètres chimiques. Immédiatement après la période de pointe du ruissellement printanier en avril 1981, l'état des eaux de fonte du printemps a été étudié dans 14 lacs situés dans la région VIXEN. Les profils de température au milieu du lac ont été utilisés pour établir la différence entre les couches superficielles d'eaux de fonte froides moins denses (0–2°C) qui recouvrent l'eau endémique plus dense et plus chaude (4°C). Les échantillons d'eau de surface (0–1 m) et d'eau des profondeurs (> 1 m) ont été prélevés à l'aide d'un tube flexible en Tygon.

1.3. Échantillonnage Ekman

En tout, 30 échantillons de drague Ekman ont été prélevés dans chaque lac. Ce nombre comprenait 10 échantillons prélevés à chacune des trois occasions, en juin et juillet 1981. Les échantillons étaient passés sur un tamis à mailles de 2 mm de diamètre. Ce tamis relativement large a été choisi pour échantillonner les gros organismes pouvant servir de nourriture aux canards. Les substrats de la plupart des lacs d'amont étaient constitués de boue organique fluide.

1.4. Échantillonnage par piège à émergence

Deux pièges à émergence ont été placés sur chacun des neuf lacs, et un autre sur le dixième (044R). Ces enclos couvraient une superficie de 1 m^2 de la surface de l'eau et ressemblaient à une pyramide asymétrique à face verticale. La pointe de la structure était obscurcie à l'aide d'une garniture de feutre goudronné et percée d'un trou dans lequel était inséré un coude de plomberie blanc translucide fixé à une bouteille en Nalgene de 500 mL. Les insectes qui émergeaient étaient attirés par la tache de lumière créée dans la pointe sombre du piège et étaient préservés dans la bouteille contenant un mélange (2 contre 1) d'éthanol à 95 % et d'éthylène-glycol. Les bouteilles étaient changées tous les cinq à neuf jours et ont été ouvertes de façon continuelle à partir du 23–25 juin et 22–27 juillet 1981.

1.5. Végétation du rivage

Dix quadrats de littoral (1 m^2) ont été choisis au hasard dans la zone littorale (0–1 m de profondeur) de 34 lacs. Trois quadrats étaient situés à la limite de l'eau, trois à 1 m de profondeur et quatre à 0,5 m. Chaque quadrat contenait trois éléments verticaux : au-dessus de la surface, à la surface et sous la surface. La végétation qui se trouvait dans chaque strate verticale était identifiée et des estimations du pourcentage de la couverture étaient ainsi calculées.

1.6. Relevés de la sauvagine

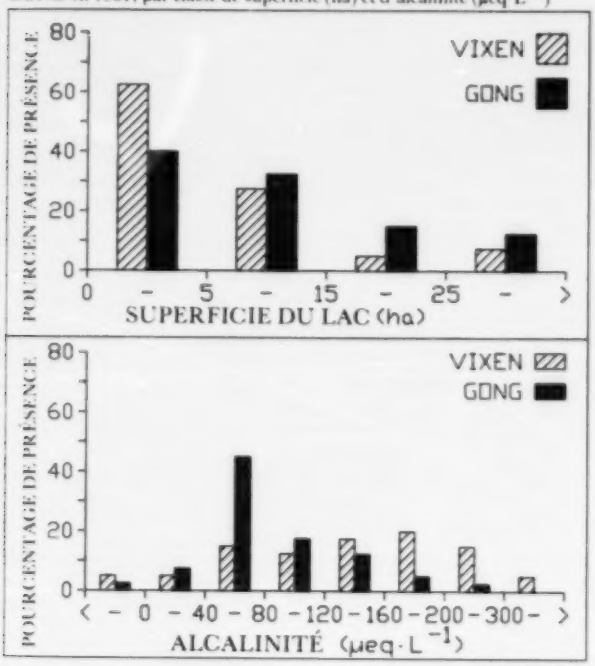
Les observations relatives au taux de réussite de la reproduction de la sauvagine ont été faites en 1980 et 1981. Des relevés terrestres réguliers ont été faits de la mi-mai jusqu'à la fin juillet des deux années pour évaluer l'activité des adultes et des nichées. Les relevés terrestres ont été élargis en 1981 pour englober 148 lacs; un peu moins de la moitié de ce nombre ont été visités en 1980. En 1981, des vérifications complètes en canot et/ou sur terre ont été faites pour un total de 100 lacs, tous les 7 à 10 jours, 48 autres lacs ayant fait l'objet d'un relevé moins fréquent (14 à 18 jours).

Les dates moyennes de l'apparition des canetons nouvellement éclos sur les lacs servant à l'élevage ont été évaluées à partir d'observations sur le terrain à l'aide de la méthode de classification des âges Gollop et Marshall (1954). À l'aide de ces données, deux intervalles de 30 jours (28 mai–26 juin et 27 juin–26 juillet) ont été choisis pour représenter les principales phases dans la chronologie de reproduction de la plupart des espèces. Les estimations du nombre d'adultes et de l'occupation des nichées ont ensuite été calculées à partir des données des relevés recueillies au cours des deux intervalles de 30 jours. Seuls les lacs ayant fait l'objet d'un relevé au moins une fois au cours des deux périodes ont été inclus dans cette analyse.

Tableau I
Éléments des études pilotes faites dans la région du lac Ranger entre 1980 et 1982

Élément de l'étude	Lacs visités *N*	Description de la méthode
Physiographie du lac		
Morphométrie	100	Méthodes, section 2,2
Bathymétrie	50	Annexe 3
Qualité de l'eau	148	Méthodes, section 2,1
Études de la chaîne alimentaire		Annexe 3
Échantillons de pièges à ménés	37	Méthodes, section 2,3
Échantillons de balayage au filet	10	Méthodes, section 2,4
Échantillons Ekman	10	Annexe 3
Échantillons de piège à émergence	10	Annexe 3
Végétation littorale	34	Annexe 3
Études de la sauvagine		
Relevés aériens	649	Méthodes, section 1
Relevés des nichées	100	Annexe 3

Figure I
Fréquence des observations de lacs dans les régions à l'étude VIXEN et GONG en 1981, par classe de superficie (ha) et d'alcalinité ($\mu eq \cdot L^{-1}$)



2. Résultats

2.1 Physiographie lacustre et qualité de l'eau

Les lacs étudiés dans la région du lac Ranger en 1981 avaient une superficie qui variait de 1 à 73 ha (moyenne = 10,1 ha), bien que plus de 80 % de ces lacs eussent une superficie inférieure à 15 ha (fig. I). Plus de 57 % des lacs étudiés avaient un bassin hydrographique de premier ou second ordre et étaient généralement peu profonds (profondeur moyenne = 2,3 m). On n'a trouvé que d'infimes différences de morphométrie entre les lacs VIXEN et GONG.

Les propriétés chimiques des 100 lacs échantillonnés en mai 1981 ont été étudiées afin d'évaluer la variabilité spatiale de la chimie des ions principaux. Bien que l'on ait observé une vaste gamme de qualité de l'eau, on n'a trouvé que peu de lacs acides (pH < 5,5) et il y avait très peu d'indications de concentrations élevées de métaux traces. La majorité des lacs présentaient une faible capacité de neutralisation de l'acide (alcalinité < 200 $\mu eq \cdot L^{-1}$) et étaient vulnérables à l'acidification. Des différences importantes au niveau des vulnérabilités relatives des lacs étaient évidentes, un peu moins de 34 % des lacs VIXEN ayant une alcalinité inférieure à 120 $\mu eq \cdot L^{-1}$ comparativement à 76 % des lacs GONG (fig. I).

Des différences saisonnières de qualité de l'eau étaient évidentes entre les régions VIXEN et GONG au cours de toutes les périodes d'échantillonnage (fig. II), les lacs GONG ayant des valeurs de pH, de conductivité et d'alcalinité moyennes inférieures à celles des lacs VIXEN. Les lacs échantillonnés au cours de la période de ruissellement printanier (5-9 avril) en 1981 avaient des valeurs de pH, de conductivité et d'alcalinité moyennes inférieures par rapport aux autres moments de l'année (fig. II). Dans les 14 lacs où des échantillons d'eau ont été prélevés en surface (0-1 m) et en profondeur (> 1 m), le pH du lac, la conductivité, l'alcalinité et les teneurs en calcium étaient sensiblement inférieures dans la couche d'eaux de fonte plus froides en surface que dans les eaux endémiques plus chaudes en profondeur (tableau II). Au cours de la fonte des neiges au printemps de 1981, Kelso *et al* (1986*b*) ont également trouvé que l'alcalinité baissait considérablement dans les lacs d'amont (N = 30) échantillonnés dans le district d'Algoma. En général, l'alcalinité et les concentrations de SO_4^{2-}, Ca^{2+} et Mg^{2+} étaient réduites par les eaux de ruissellement et les précipitations, les systèmes d'alcalinité inférieure connaissant les plus grands changements. La diminution de la capacité de neutralisation dans les eaux de surface suggère que les eaux de fonte subissent très peu de modifications géochimiques au cours du ruissellement, même dans les bassins hydrographiques naturellement bien tamponnés de la région VIXEN (annexe I). L'accumulation de polluants dans la couverture nivale et leur libération subséquente sous forme d'eau de fonte acide est particulièrement grave dans les réseaux d'amont peu profonds. En Ontario, la fonte des neiges constitue l'événement hydrologique simple le plus important, 50 à 70 % des eaux de ruissellement annuelles se produisant au cours des mois du printemps (de mars à mai). La fonte de la couverture nivale au printemps est probablement responsable de 36 à 77 % de l'exportation annuelle d'acide d'un bassin hydrographique à un lac (Jeffries *et al*., 1979). Le biote habitant les zones précôtières peu profondes de ces lacs d'amont est donc menacé en raison des effets du phénomène appelé "choc acide".

Bien que peu de lacs acides aient été signalés dans la région du lac Ranger, les différences au niveau de la vulnérabilité des différents lacs à l'étude et des régions étudiées ont été établies. Ces réseaux d'amont vulnérables peuvent subir des effets biologiques néfastes en raison des dépôts actuels ou en réaction à la fonte de la couverture nivale.

2.2 Études biologiques

2.2.1 *Échantillonnage des pièges à ménés* — Quinze espèces de poissons ont été enregistrées au cours de l'échantillonnage fait à l'aide de pièges à ménés dans 28 lacs (fig. III). Aucun poisson n'a été signalé dans les 9 lacs restants. Huit taxons de poissons étaient communs; ces taxons comprenaient 6 cyprinidés (*Chrosomus* spp., le Mulet perlé, le Méné à nageoires rouges, le Mulet à cornes, le Tête-de-boule et le Naseux noir), l'Épinoche à cinq épines et le Meunier noir.

À la figure III, ces taxons communs ont été disposés en séquence : des taxons qui sont observés dans la plupart des lacs aux taxons n'apparaissant que dans un ou deux lacs. Cette disposition des espèces suggère une classification triple naturelle des lacs et des espèces. Un groupe de lacs n'abritait que *Chrosomus* spp. et/ou le Mulet perlé. Ces lacs se trouvaient dans les régions VIXEN et GONG. Les autres lacs de la région GONG contenaient également au moins trois espèces appartenant à un groupe comprenant le Méné à nageoires rouges, le Mulet à cornes, le Meunier noir et l'Épinoche à cinq épines. Dans la région VIXEN, les lacs abritaient également le Naseux noir ou le Tête-de-boule. Le Naseux noir ne se trouvait dans aucun des lacs de la région GONG tandis que le Tête-de-boule se trouvait en petits nombres dans seulement un lac de cette région. Ainsi, les lacs se partageaient entre ceux contenant seulement *Chrosomus* spp. et/ou le Mulet perlé, et ceux contenant des ensembles plus divers, qui étaient différents quand on comparait les régions GONG et VIXEN.

Ce classement des lacs est conforme aux différences au niveau des caractéristiques chimiques et physiques des lacs (tableau III). *Chrosomus* spp. et le Mulet perlé sont souvent associés à de petits étangs bourbeux distrophiques (Scott et Crossman, 1973). Dans la présente étude, les lacs dans lesquels il n'y avait que ces deux espèces de poissons étaient caractérisés par de petits bassins hydrographiques. Les dimensions du bassin hydrographique semblent être reliées à la disponibilité d'un habitat de cours d'eau pour la reproduction de plusieurs espèces dont le Méné à nageoires rouges, le Mulet à cornes, le Naseux noir et le Meunier noir. Les cours d'eau sont également des refuges contre l'anoxie hivernale (Tonn et Magnuson, 1982). Les lacs des régions VIXEN et GONG présentaient des différences de caractéristiques chimiques de base, le pH du lac (6,92 c. 6,44) et l'alcalinité (171,8 c. 87,4 $\mu eq \cdot L^{-1}$) étant sensiblement plus élevés dans la région VIXEN que dans la région GONG (tests t, $p < 0,01$). Le Tête-de-boule et le Naseux noir étaient

Tableau II
Différences des paramètres chimiques sélectionnés (moyenne ± É.-T.) entre les échantillons d'eau de surface (0-1 m) et en profondeur (> 1 m) prélevés dans 14 lacs de la région du lac Ranger au cours de la période de ruissellement printanier en 1981, mesurées à l'aide de tests t couplés (***$p < 0,001$, **$p < 0,01$)

Profondeur de l'échantillon	pH (moyenne ± É.-T.)	Conductivité, $\mu mho \cdot cm^{-1}$ (moyenne ± É.-T.)	Alcalinité, $\mu eq \cdot L^{-1}$ (moyenne ± É.-T.)	Calcium, $mg \cdot L^{-1}$ (moyenne ± É.-T.)
Surface (0-1 m)	5,96 ± 0,35	29,3 ± 9,8	81,9 ± 89,5	3,11 ± 1,29
Profondeur (> 1 m)	6,35 ± 0,42 ***	43,0 ± 12,7 ***	209,8 ± 159,3 **	5,77 ± 1,79 ***

Figure II
Comparaison entre les différences saisonnières et spatiales dans le pH moyen des lacs, la conductivité ($\mu mho \cdot cm^{-1}$) et l'alcalinité ($\mu eq \cdot L^{-1}$) des échantillons prélevés dans les régions à l'étude VIXEN et GONG en 1980 et 1981

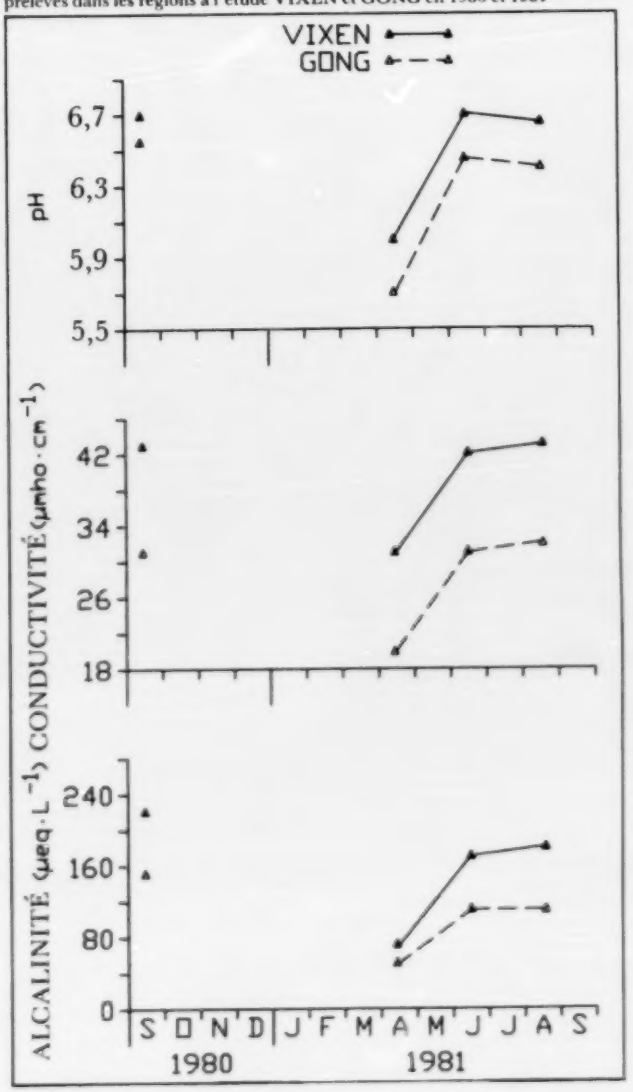
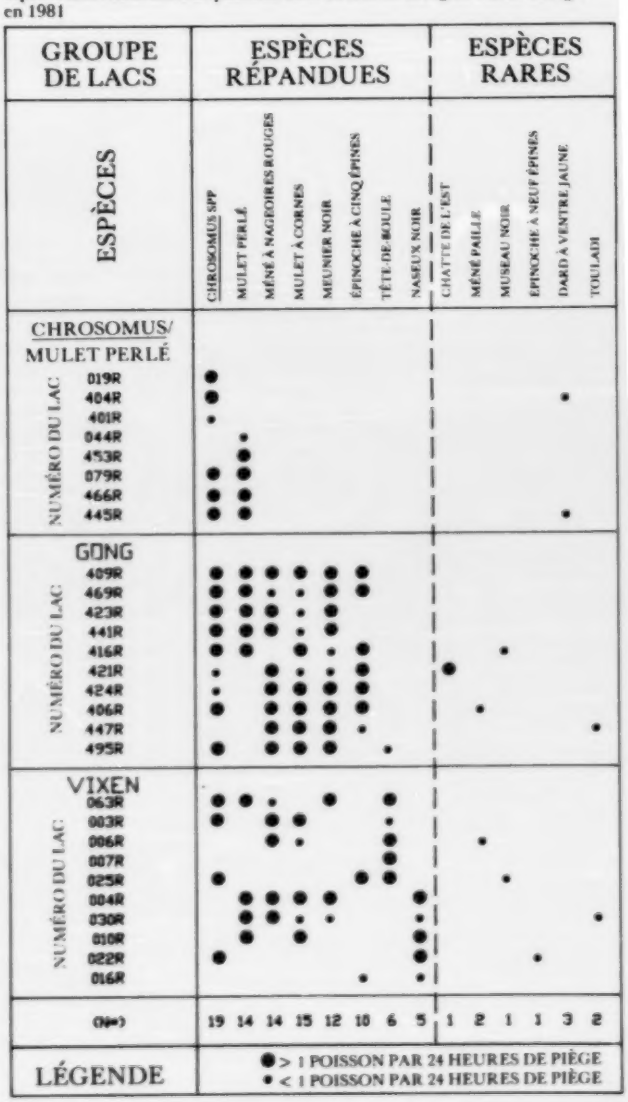


Figure III
Répartition, abondance relative (élevée >1, faible < 1 poisson par 24 heures-piège) et classes d'ensembles de huit espèces communes et six espèces non communes de poissons dans 28 lacs de la région du lac Ranger en 1981



tous deux peu fréquents dans les lacs GONG, ce qui indique que la répartition de ces espèces peut être limitée par des facteurs chimiques. Le Tête-de-boule en particulier ne tolère pas l'eau très acide (tout au plus l'eau moyennement acide (pH < 6,0)) (Schindler et Turner, 1982; Rahel et Magnuson, 1983; Zischke *et al.*, 1983; Mills, 1984), ni les teneurs moyennement élevées en métaux (Mount, 1973).

2.2.2. *Échantillonnage des invertébrés aquatiques* — Le nombre d'échantillons à partir desquels chaque taxon des principaux invertébrés a été signalé au cours des 20 échantillonnages par balayage au filet et des 30 échantillonnages Ekman dans chacun des 10 principaux lacs est indiqué aux tableaux IV et V, respectivement. Les principaux taxons ont été définis comme étant ceux qui étaient présents dans plus de 3 échantillons provenant de tous les lacs. Les échantillons provenant des pièges à émergence ont été comptés pour indiquer la présence ou l'absence des seuls taxons d'invertébrés (tableau VI).

Les données sur le balayage au filet (tableau IV) ont été analysées à l'aide des techniques de groupement. Les valeurs moyennes de la dissimilitude des distances étaient calculées (Sneath et Sokal, 1973) et rassemblées à l'aide de la méthode agglomérative de Ward (Wishart, 1969). Le dendrogramme qui en est résulté (fig. IV) indique une division majeure entre les deux groupes de lacs. Un groupe contient quatre lacs dont trois (013R, 015R, 459R) ne contenaient aucun poisson et le quatrième (044R) en contenait si peu (trois ménés recueillis au cours de 112 h de piégeage) qu'il ne peut être considéré comme ayant une population viable de poissons. Le groupe restant, composé de six lacs, contenait de 2 à 6 espèces de poissons (fig. III).

On a soumis les cotes de chaque taxon à des tests Mann-Whitney *U* afin d'identifier les taxons d'invertébrés associés aux deux groupes de lacs. Dix taxons provenant des échantillons de balayage au filet ont été associés aux lacs ne contenant aucune population de poissons viable, comme c'est indiqué au tableau IV : les diptères, *Chaoborus americanus*, des notonectes, *Notonecta* et *Buenoa*, des corisidés immatures, le genre trichoptère, *Oecetis* et *Triaenodes*, le gyrin, *Gyrinus pectoralis*, le dytique, *Graphoderus*, la libellule, *Leucorrhinia* et la demoiselle, *Lestes*. Par contre, seuls deux taxons des échantillons Ekman, les larves de moucherons de la famille des Cératopogonidés, et le trichoptère *Oecetis* étaient associés à ce groupe de lacs (tableau V).

Les échantillons de balayage au filet provenant des quatre lacs ne comportant aucune population de poissons viable contenaient systématiquement plus d'invertébrés et un plus grand nombre de taxons (tests Mann-Whitney *U*, $P = 0{,}005$). Le nombre de taxons et le logarithme du nombre d'individus contenus dans les échantillons de balayage avaient tendance à diminuer de façon linéaire à mesure qu'augmentait le nombre d'espèces de poissons dans chaque lac (fig. V).

Le nombre de taxons pris dans les échantillons Ekman et le nombre d'individus pris à la fois dans les échantillons Ekman et les pièges à émergence avaient également tendance à être plus élevés dans les lacs ne contenant aucune population de poissons viable, bien que ces différences soient moins grandes que dans le cas de la faune de la zone limnétique échantillonnée par balayage au filet.

2.2.3. *Végétation littorale* — Le tableau VII résume les principaux taxons de macrophytes aquatiques enregistrés dans les 34 lacs échantillonnés. Une comparaison plus détaillée de la communauté des macrophytes a été faite entre les groupes de lacs classés en fonction des ensembles de poissons (tableau VIII). On a trouvé d'importantes différences dans le nombre de taxons et le nombre

de quadrats occupés par la végétation submergée et à feuilles flottantes et le pourcentage couvert par la végétation à feuilles flottantes. Une comparaison de la richesse des plantes aquatiques et des espèces de poissons indique que le nombre de taxons de plantes aquatiques augmente proportionnellement à la richesse des espèces de poissons ($R^2 = 0,573$, $p < 0,0001$) (fig. VI). En particulier, les lacs sans poisson et les lacs contenant *Chrosomus* spp. et/ou le Mulet perlé contenaient généralement moins de taxons de macrophytes et très peu de végétation à feuilles flottantes calculés selon le nombre de quadrats occupés ou selon le pourcentage de couverture comparativement aux lacs VIXEN ou GONG. *Nymphaea* sp. et *Potamogeton* spp. présentaient des différences mesurables de présence parmi les types d'ensembles de poissons, ces espèces se trouvant peu fréquemment dans les lacs sans poisson (tableau VII). De plus, l'absence dans ces mêmes lacs de macrophytes et notamment de végétation à feuilles flottantes peut refléter les mêmes facteurs biogéographiques, c.-à-d. l'isolement géographique des lacs d'amont qui limite l'accès des poissons et des macrophytes. Aiken et Gillett (1974) ont trouvé que la répartition des plantes aquatiques dans le parc de la Gatineau au Québec était fonction de l'isolement de certains lacs relativement à d'autres et du transfert accidentel limité de plantes aquatiques vers les lacs à plus grande altitude. Cependant, la répartition de certaines plantes vasculaires aquatiques a été reliée aux propriétés chimiques (et particulièrement à l'alcalinité) des lacs dans lesquels elles poussent (Hellquist, 1980; Fraser et Morton, 1983; Fraser (1983) *et al.*, 1986). Gorham et Gordon (1963), Wile et Miller (1983) et Wile *et al.* (1985) ont également trouvé que la flore était appauvrie dans les lacs acides à teneurs élevées en métaux.

2.2.4. *Relevés de la sauvagine* — Sept espèces de sauvagine se trouvaient communément dans la région du lac Ranger en 1980 et 1981 : le Garrot commun, le Bec-scie couronné, le Canard noir, le Canard malard, le Morillon à collier, le Grand Bec-scie et le Huart à collier. D'autres espèces qui font leur nid moins fréquemment dans ces régions sont le Canard huppé (*Aix sponsa*), la Sarcelle à ailes bleues (*Anas discors*), la Sarcelle à ailes vertes (*Anas crecca*) et le Petit Garrot (*Bucephala albeola*). Un peu moins de 30 % de ces oiseaux ont été vus plus d'une fois, bien qu'environ 170 nichées de canards et de huarts aient été observées au cours des deux années. La possibilité d'observer deux fois une même nichée sur un lac donné dépend de sa mobilité, de son taux de mortalité et de sa visibilité. Les nichées de Garrots communs étaient fréquemment observées sur les mêmes zones humides (75 % des nichées ont été observées deux fois ou plus) comparativement aux autres espèces (25 % des nichées observées deux fois ou plus). Le déplacement sur terre de canetons de diverses espèces dont le Grand Bec-scie, le Canard noir, le Canard malard et le Garrot commun a été signalé au cours de la période d'élevage (Erskine, 1971; Ball *et al.*, 1975), et l'on a établi une corrélation entre ces déplacements et l'alimentation dans différents lacs (Eriksson, 1978). Il est clair que ces déplacements augmentent la vulnérabilité des nichées aux attaques des prédateurs.

Les données provenant des relevés aériens et terrestres faits dans la région du lac Ranger ont été utilisées pour évaluer les profils de sélection de l'habitat par la sauvagine au cours de la période d'élevage. Au cours des relevés de 1980 et 1981, il y avait au moins une nichée de sauvagine sur près des deux tiers des zones humides visitées. Bien que les informations sur les relevés aériens et les relevés des nichées soient limitées, d'importantes associations ont toutefois été observées entre certaines espèces et la présence de poissons dans les lacs à l'étude (fig. VII). Les relevés aériens d'adultes (couples nicheurs indiqués) et les relevés terrestres des adultes et des jeunes en 1981 ont indiqué que la présence du Garrot commun était plus souvent signalée sur les lacs sans poisson. Les espèces piscivores comme le Grand Bec-scie et le Huart à collier avaient tendance à choisir des lacs contenant du poisson. Le Canard noir, le Canard malard et le Morillon à collier ne montraient aucune préférence évidente pour un type de lac, bien que les nichées de ces espèces se trouvassent plus fréquemment sur les lacs avec poissons.

Figure IV
Dendrogramme d'ensemble sur les valeurs de dissimilitude de distance moyenne, à l'aide de la méthode d'agglomération de Ward, pour les taxons d'insectes aquatiques dans les échantillons prélevés par balayage au filet dans six lacs avec poissons et quatre lacs sans poisson (ou comprenant une très faible population de poissons), dans la région du lac Ranger en 1981

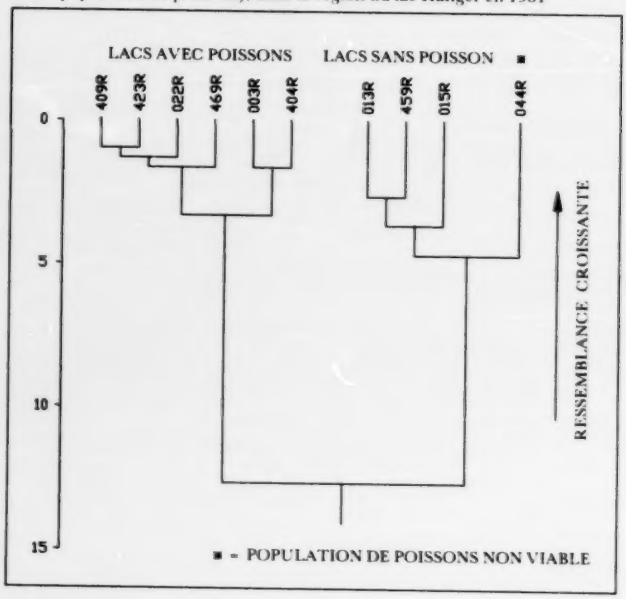


Tableau III
Comparaison des paramètres chimiques et physiques (moyenne ± É.-T.) de 36 lacs échantillonnés dans la région du lac Ranger en 1981, en fonction des types d'ensemble de poissons

	Type d'ensemble de poissons							
		Sans poisson* (N = 8)		*Chrosomus*/ mulet perlé (N = 8)		GONG (N = 10)		VIXEN (N = 10)
Paramètre	Moyenne	± É.-T.	Moyenne	± É.-T.	Moyenne	± É.-T.	Moyenne	± É.-T.
pH	6,41	0,74	6,67	0,32	6,44	0,29	6,92	0,39
Conductivité ($\mu mho \cdot cm^{-1}$)	34,5	13,5	34,2	12,3	30,0	8,1	41,9	7,2
Alcalinité ($\mu eq \cdot L^{-1}$)	130,3	133,9	104,7	69,3	87,4	63,5	171,8	80,9
Calcium ($mg \cdot L^{-1}$)	3,88	1,82	3,59	1,31	3,28	1,12	4,23	1,14
Sulfate ($mg \cdot L^{-1}$)	8,08	1,68	7,41	1,38	7,19	0,96	8,28	1,43
Aluminium ($\mu g \cdot L^{-1}$)	170,4	91,1	60,6	42,8	103,4	26,3	56,3	32,8
Altitude (m)	452	86	465	56	476	30	412	51
Profondeur maximale (m)	6,4	3,2	8,5	10,3	5,1	4,2	7,7	6,6
Superficie du bassin hydrographique (ha)	302,9	365,6	98,4	48,0	382,3	282,4	733,0	875,4
Volume total (10 000 m^3)	33,4	49,2	30,9	57,7	32,0	65,9	35,0	54,0
Volume littoral (10 000 m^3)	2,1	3,2	1,3	0,5	3,8	3,1	4,6	4,2
Superficie des eaux de surface (ha)	10,6	12,8	6,4	4,7	13,4	14,9	13,4	11,1
Longueur du rivage (m)	1879	1158	1331	597	2492	1914	2505	1443

* Le lac 436R a été exclu en raison de données incomplètes.

Figure V
Rapport entre le nombre d'espèces de poissons et le nombre et le logarithme de l'abondance de taxons d'invertébrés aquatiques dans les échantillons prélevés par balayage au filet, dans 10 lacs de la région du lac Ranger en 1981. La ligne de régression des moindres carrés est donnée pour chaque comparaison

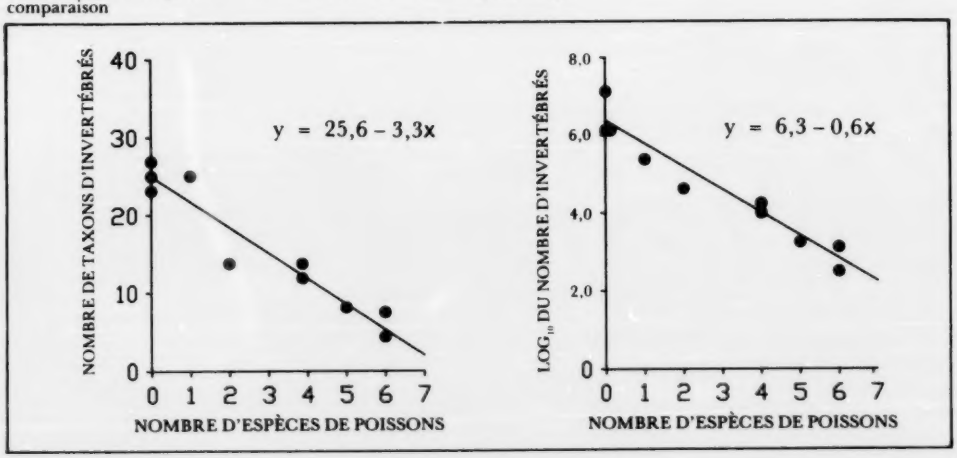


Figure VI
Rapport entre le nombre d'espèces de poissons et le nombre de taxons de plantes vasculaires aquatiques dans 34 lacs échantillonnés dans la région du lac Ranger en 1981 en fonction des types d'ensembles de poissons. La ligne de régression des moindres carrés est décrite. Les chiffres en indices inférieurs apposés contre les symboles indiquent des observations multiples

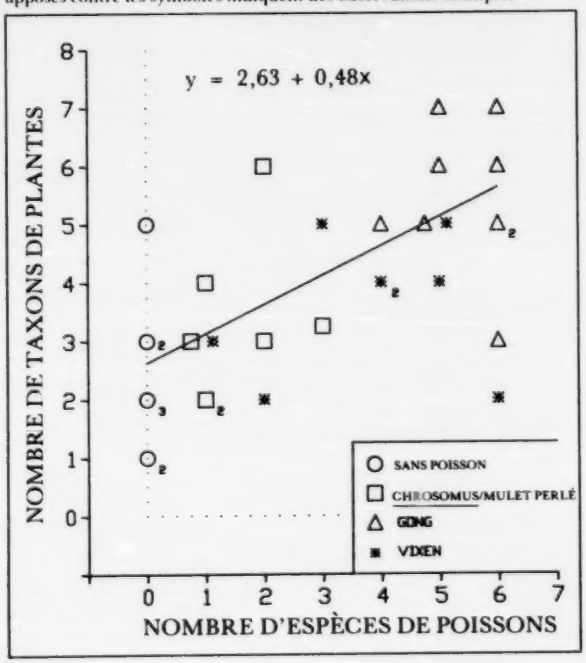


Figure VII
Comparaison pour les lacs avec ou sans poisson entre les estimations de couples nicheurs indiqués, les observations d'adultes et/ou de nichées au cours de la période d'élevage et les observations de nichées seules pour les lacs visités dans la région du lac Ranger en 1981 (test de la probabilité exacte de Fisher, ** $p<0,05$, * $p<0,10$)

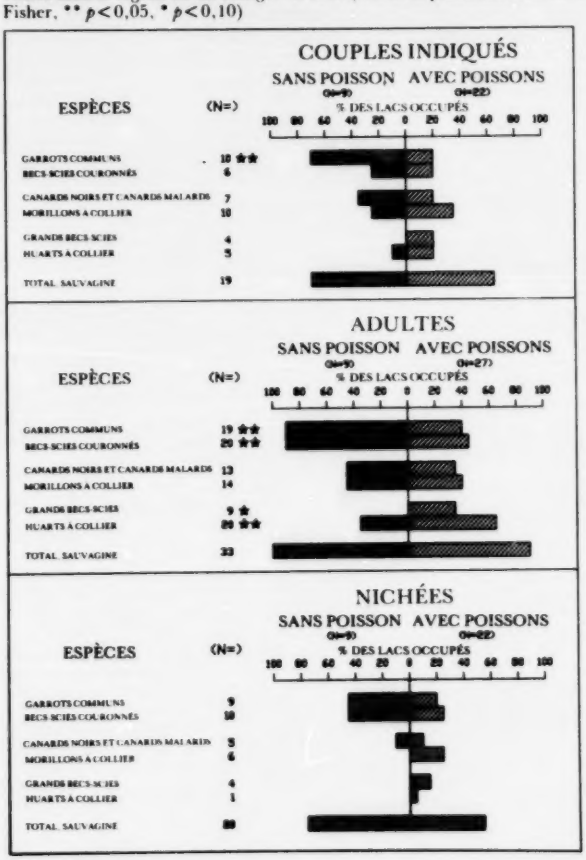


Tableau IV
Présence de taxons d'invertébrés aquatiques dans les échantillons prélevés par balayage au filet dans 10 lacs de la région du lac Ranger en 1981, enregistrée sous forme de cotes de 20 échantillons pour chaque lac.†

Classification taxonomique	Lac n°										Test *U*
	• 015R	• 013R	• 044R	• 459R	003R	022R	404R	409R	423R	469R	
0. DIPTÈRES											
1. Chironomidés	14	10	3	9	11	8	9	3	6	2	n.s.
2. Cératopogonidés	4	4	–	–	–	1	1	–	–	–	n.s.
3. *Chaoborus americanus*	6	13	–	8	–	–	–	–	–	–	$p = 0{,}033$
0. HÉMIPTÈRES											
1. *Buenoa*	1	7	3	1	–	–	–	–	–	–	$p = 0{,}005$
2. *Notonecta*	12	16	4	13	–	–	–	–	–	–	$p = 0{,}005$
3. *Sigara* spp. (A)	4	1	7	2	–	2	5	1	–	2	n.s.
4. Corisidés	19	16	14	18	–	2	1	1	5	4	$p = 0{,}005$
5. *Gerris*	2	2	–	–	–	2	–	–	–	7	n.s.
6. *Rheumatobates rileyi*	–	–	1	4	–	1	–	–	–	–	n.s.
0. TRICHOPTÈRES											
1. *Mystacides*	–	–	1	–	4	–	–	–	1	–	n.s.
2. *Oecetis*	1	4	2	1	–	–	1	–	–	–	$p = 0{,}01$
3. *Triaenodes*	15	1	2	–	–	–	–	–	–	–	$p = 0{,}033$
4. *Polycentropus*	1	3	1	2	2	–	4	–	–	–	n.s.
5. *Oxyethira*	4	–	–	1	–	–	–	–	1	–	n.s.
6. *Limnephilus*	–	1	2	–	–	–	2	–	–	–	n.s.
7. *Nemotaulius*	–	–	–	–	–	–	3	–	–	–	n.s.
0. COLÉOPTÈRES											
1. *Gyrinus pectoralis* (A)	–	5	2	3	–	–	–	–	–	–	$p = 0{,}03$
2. *Gyrinus affinis* (A)	–	1	1	–	–	1	–	–	–	–	n.s.
3. *Gyrinus* (I)	4	–	–	3	–	–	1	–	1	1	n.s.
4. *Donacia*	–	–	1	1	–	1	–	–	–	1	n.s.
5. *Graphoderus*	10	16	3	8	–	–	–	–	–	–	$p = 0{,}005$
6. *Phyllobius oblongus*	3	–	7	–	–	–	–	–	–	–	n.s.
0. ODONATES											
1. Aeshnidés	1	3	2	–	1	–	–	–	–	–	n.s.
2. Coenagrionidés	1	5	–	–	2	1	–	–	1	–	n.s.
3. *Leucorrhinia*	1	3	–	1	–	–	–	–	–	–	$p = 0{,}03$
4. *Sympetrum*	1	1	–	–	–	–	1	–	–	–	n.s.
5. *Lestes*	1	8	5	3	1	–	–	–	–	–	$p = 0{,}01$
0. ÉPHÉMÉROPTÈRES											
1. Baëtidés	–	–	1	–	3	1	–	–	–	–	n.s.
2. Siphlonuridés	–	–	–	2	1	–	–	–	–	–	n.s.
AMPHIPODES											
1. *Hyallela azteca*	–	–	6	1	3	–	–	–	–	–	n.s.
2. *Crangonyx richmondensis*	–	–	5	–	–	–	–	–	–	–	n.s.
ACARIENS	12	11	11	10	9	5	13	3	4	–	n.s.
MOLLUSQUES											
1. Sphériidés	2	–	1	1	–	–	3	1	–	–	n.s.
2. *Gyraulus deflectus*	–	–	–	–	2	2	–	–	–	–	n.s.
3. *Helisoma anceps*	–	–	–	4	2	1	–	–	–	–	n.s.
OLIGOCHÈTES	1	1	1	–	–	1	1	–	–	–	n.s.
HIRUDINÉS	1	–	–	2	–	–	1	–	–	–	n.s.

† La probabilité de la présence (calcul statistique Mann-Whitney *U*) est calculée pour vérifier si un taxon était présent dans un plus grand nombre d'échantillons dans les lacs sans poisson (niveau de signification = 0,05; n.s. = non significatif). Les lacs sans population viable de poissons sont marqués d'un astérisque (•). Les désignations adultes (A) et immatures (I) sont inscrites lorsque les données des deux étapes de vie n'ont pas été combinées.

Tableau V
Présence de taxons d'invertébrés aquatiques dans les échantillons de drague Ekman prélevés dans 10 lacs de la région du lac Ranger en 1981, enregistrée sous forme de cotes provenant de 30 échantillons dans chaque lac.†

Classification taxonomique	Lac n°										Test *U*
	• 015R	• 013R	• 044R	• 459R	003R	022R	404R	409R	423R	469R	
0. DIPTÈRES											
1. Chironomidés	18	25	8	19	20	6	22	9	11	16	n.s.
2. Cératopogonidés	3	2	1	5	2	–	1	1	–	–	$p = 0{,}03$
3. *Chaoborus albatus*	–	–	–	–	–	1	–	–	5	–	n.s.
4. *Chrysops excitans*	–	–	3	4	1	–	1	–	–	1	n.s.
0. HÉMIPTÈRES											
1. Corisidés	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–	n.s.
0. TRICHOPTÈRES											
1. *Polycentropus*	–	–	–	1	2	–	3	–	–	–	n.s.
2. *Limnephilus*	–	–	1	1	–	–	1	–	–	–	n.s.
3. *Banksiola*	–	2	–	1	–	–	–	–	–	–	n.s.
4. *Mystacides*	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–	n.s.
5. *Oecetis*	1	1	2	1	1	–	–	–	–	–	$p = 0{,}02$
0. COLÉOPTÈRES											
1. *Donacia–Plateumaris*	–	–	–	1	2	1	1	–	–	–	n.s.
0. ODONATES											
1. *Libellula*	–	–	3	1	2	–	–	–	–	2	n.s.
2. *Leucorrhinia*	3	7	–	2	–	–	2	–	–	–	n.s.
3. *Cordulia*	2	13	2	1	3	–	3	1	1	–	n.s.
4. *Tetragoneuria*	–	–	–	–	3	–	–	–	–	–	n.s.
5. Gomphidés	1	–	–	–	7	–	–	1	–	1	n.s.
0. ÉPHÉMÉROPTÈRES											
1. Caenidés	–	–	2	1	6	1	–	2	1	–	n.s.
2. Siphlonuridés	–	1	–	1	1	–	–	–	–	–	n.s.
AMPHIPODES											
1. *Hyallela azteca*	–	–	5	3	11	–	–	–	–	–	n.s.
2. *Crangonyx richmondensis*	1	–	10	1	2	–	1	–	–	–	n.s.
MOLLUSQUES											
1. Sphériidés	20	4	8	10	20	2	7	4	2	6	n.s.
2. *Gyraulus deflectus*	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–	n.s.
OLIGOCHÈTES	15	3	–	4	6	–	4	2	1	2	n.s.
HIRUDINÉS	4	–	1	4	1	1	–	2	–	–	n.s.

† La probabilité de la présence (statistique Mann-Whitney *U*) est calculée pour vérifier si un taxon est présent dans un plus grand nombre d'échantillons dans les lacs sans poisson (niveau de signification = 0,05; n.s. = non significatif). Les lacs sans population viable de poissons sont marqués d'un astérisque (•).

Tableau VI
Présence de taxons d'invertébrés aquatiques recueillis dans les pièges à émergence individuelle dans 10 lacs de la région du lac Ranger au cours de la période du 23-25 juin au 22-27 juillet 1981.†

Classification taxonomique	Lac n°	*015R	*013R		*044R	*459R		003R		022R		404R		409R		423R		469R	
	Piège n°	1	1	2	1	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
0. DIPTÈRES																			
1. Chironomidés		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2. *Chaoborus americanus*		1	1	1	1	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
3. *Chaoborus flavicans*		–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	1	–	–	–	–	–	1	–
4. *Chaoborus punctipennis*		–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	1	–	–	1	1	–
5. *Chaoborus albatus*		–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	1	1	1	–	1
6. *Chaoborus trivittatus*		–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
7. Culicidés		–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
8. Simuliidés		–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	1	–	1	–	1	–	–
9. Cératopogonidés		1	1	–	1	–	–	–	1	1	1	–	–	–	–	–	–	1	–
10. Tipulidés		–	–	–	1	1	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	1	1	–
11. Dolichopodidés		1	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
12. Empididés		–	–	–	–	–	1	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
13. *Chrysops*		–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
14. Éphydridés		1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–
0. TRICHOPTÈRES																			
1. *Triaenodes* sp.		–	1	–	–	1	1	–	–	–	–	1	1	–	–	–	1	1	–
2. *Oecetis* spp.		1	1	–	1	1	–	1	–	–	1	1	1	–	–	1	–	1	1
3. *Mystacides sepulchralis*		–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–
4. *Orthotrichia baldulfi*		–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	1	1	1	1	1	–	1	1
5. *Oxyethira* sp.		1	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–
6. *Cheumatopsyche* sp.		1	–	–	–	–	1	–	–	–	1	–	–	–	–	1	–	–	–
7. *Agrypnia vestita*		–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–
8. *Agrypnia improba*		1	–	–	1	1	1	1	1	–	1	1	1	–	–	–	–	1	1
9. *Banksiola crotchi*		1	1	1	1	1	1	–	1	–	–	1	1	–	–	–	1	1	–
10. *Phryganea cinerea*		–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
11. *Anabolia bimaculata*		–	–	–	1	1	1	–	–	1	–	–	1	–	–	–	–	–	–
12. *Platycentropus radiatus*		–	1	1	1	1	1	1	–	–	–	1	1	–	1	–	–	1	–
13. *Polycentropus* spp.		1	1	1	1	1	1	1	1	–	–	1	1	1	1	1	1	1	1
14. *Nyctiophylax* sp.		–	–	–	1	–	–	1	–	–	–	1	–	–	–	–	1	–	–
15. *Neureclipsis* sp.		–	1	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
0. ODONATES																			
1. *Enallagma hageni*		–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	1	1	1	–
2. *Enallagma boreale*		1	1	1	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
3. *Lestes disjunctus*		1	–	1	1	1	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–
4. *Lestes eurinus*		–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
5. Libellulidés		–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–
6. Aeshnidés		1	–	–	–	–	1	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–
0. COLÉOPTÈRES																			
1. Curculionidés		–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–
2. Chrysomélidés		–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
3. Hélodidés		–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
0. COLLEMBOLES																			
1. Sminthuridés		–	1	1	–	–	–	1	1	1	–	–	1	1	1	1	1	1	1
2. Isotomidés		–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–
0. ÉPHÉMÉROPTÈRES																			
1. Heptagéniidés		–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
0. NEUROPTÈRES																			
1. Sisyridés		1	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–

† Les lacs sans population viable de poissons sont marqués d'un astérique (*). Étant donné les ruptures et les relocalisations des pièges, seules les données d'un des deux pièges du lac 015R sont présentées. La présence d'un taxon a été enregistrée avec le chiffre 1 tandis qu'un vide (–) indique l'absence de taxon.

Tableau VII
Plantes vasculaires aquatiques* dans 34 lacs de la région du lac Ranger en 1981, comptées dans 10 échantillons de quadrats littoraux.†

Type d'ensemble de poissons	Taxons de plantes aquatiques: *N*	Nombre de quadrats occupés (sur 10)													
		Utricularia (Utriculaire)	*Eriocaulon* (Ériocaulon)	*Potamogeton* (Potamot)	*Scirpus* (Scirpe)	*Nymphaea* (Nénuphar blanc)	*Sparganium* (Rubanier)	*Eleocharis* (Éléocharide)	*Nuphar* (Nénuphar jaune)	*Brasenia* (Brasénie)	*Myriophyllum* (Myriophylle)	*Dulichium* (Dulichium roseau)	*Polygonum* (Renouée)	*Sagittaria* (Sagittaire)	*Equisetum*
		16	20	18	16	18	10	7	9	4	4	5	3	2	
Sans poisson															
422R		–	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
014R		–	–	–	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–	
013R		8	–	–	–	–	2	–	–	–	–	–	–	–	
420R		8	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	
436R		–	3	–	–	–	–	–	2	–	–	–	–	–	
459R		1	1	–	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–	
015R		–	2	1	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
027R		–	5	–	4	–	–	–	–	–	2	1	–	–	
***Chrosomus*/mulet perlé**															
019R		–	3	3	–	–	3	3	–	–	–	–	–	–	
044R		–	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2	
401R		–	1	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	
404R		2	–	–	2	2	–	–	–	–	–	–	–	–	
445R		–	5	–	–	1	1	–	–	–	1	1	–	–	
453R		–	–	1	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
466R		–	1	–	1	1	–	–	–	–	–	–	–	–	
GONG															
421R		–	–	–	–	1	–	1	1	–	–	–	–	–	
409R		7	2	–	2	1	–	–	–	–	–	1	–	–	
416R		–	2	5	–	–	–	1	1	–	–	–	1	–	
424R		–	–	5	–	1	3	–	4	–	–	1	–	–	
495R		3	–	2	8	1	–	–	–	–	2	–	–	–	
441R		8	1	–	4	7	–	1	–	–	–	–	1	–	
406R		1	–	2	5	5	2	–	–	4	–	–	–	–	
423R		1	1	1	3	2	–	4	2	–	–	–	–	–	
469R		5	2	2	2	4	–	–	–	1	–	2	–	–	
VIXEN															
016R		–	–	3	–	5	–	–	–	–	–	–	–	–	
030R		–	7	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–	–	
007R		10	–	3	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
025R		–	–	3	–	–	–	1	–	–	–	–	1	1	
006R		4	5	1	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	
063R		–	–	1	1	3	–	–	–	2	–	–	–	–	
022R		1	1	3	–	5	–	–	3	–	–	–	–	–	
004R		6	–	3	5	3	–	–	–	4	–	–	–	–	
003R		4	1	1	2	7	1	–	2	–	3	–	–	–	
010R		7	2	1	1	1	1	–	1	–	–	–	–	–	1
Statistique du khi carré		4,75	2,15	12,16	4,38	13,86	1,81	5,10	3,91	3,47	2,52	4,29	3,37	2,24	3,05
	($p<$)	n.s.	n.s.	0,007	n.s.	0,003	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

* Les taxons non inclus étaient les graminoïdes et *Carex* spp., qui étaient présents sur la plupart des lacs ainsi que les taxons qui n'étaient présents que sur un lac, dont les ombellifères *(Umbelliferae)*, la lobélie de Dortmann *(Lobelia dortmanna)* et *Littorella* sp.

† Les tests du khi carré ont été effectués pour chaque taxon selon les types d'ensembles de poissons.

Tableau VIII
Présence et abondance relative (pourcentage de couverture moyenne) des plantes vasculaires à feuilles flottantes et des plantes vasculaires submergées dans 34 lacs de la région du lac Ranger en 1981*

Type d'ensemble de poissons	N^bre de taxons	N^bre de quadrats occupés (sur 10)		Pourcentage de couverture moyenne (N = 10 quadrats)	
		À feuilles flottantes	Submergées	À feuilles flottantes	Submergées
Sans poisson					
422R	1	0	3	0	2
014R	1	0	3	0	1
013R	2	0	8	0	39
420R	2	1	8	1	1
436R	2	0	3	5	10
459R	3	0	4	0	3
015R	3	0	5	0	20
027R	5	0	6	0	39
***Chrosomus*/mulet perlé**					
019R	4	0	8	0	12
044E	3	1	4	1	7
401R	2	1	1	1	1
404R	3	2	4	1	13
445R	6	2	7	1	18
453R	2	0	2	0	14
466R	3	1	5	1	37
GONG					
421R	3	1	1	1	1
409R	5	1	7	1	5
416R	5	5	6	15	19
424R	5	7	6	16	7
495R	5	4	9	6	39
441R	6	7	8	8	27
406R	6	8	9	24	51
423R	7	4	7	12	27
469R	7	6	7	5	26
VIXEN					
016R	2	5	5	8	3
030R	2	2	8	2	8
007R	3	0	10	0	42
025R	4	0	7	1	27
006R	4	1	8	1	25
063R	4	4	4	8	11
022R	5	8	9	9	2
004R	5	8	8	18	19
003R	8	7	8	9	16
010R	8	3	8	20	20
Statistique du khi carré	13,32	17,23	8,98	16,79	1,89
	($p<$) 0,004	0,0006	0,029	0,0008	n.s.

* Un calcul à sens unique Kruskal-Wallis ANOVA par rang a permis de vérifier les différences au niveau de la présence et de l'abondance relative de chaque type de végétation parmi les types d'ensemble de poissons.

Annexe 4
Résumé des méthodes et de l'équipement principal utilisés pour les dosages chimiques de l'eau

N°	Dosage chimique	Méthode	Équipement principal
1	pH	Électrode Ross	Fisher Accumet, modèle 750 (Ion spécifique)
2	Conductance spécifique	$\mu S \cdot cm^{-1}$ à 25°C	Radiomètre de type CDM2e Conductivimètre
3	Alcalinité totale	Dosage électrométrique	Titroprocesseur Metrohm E636
4	Azote total	Micro-Kjeldahl, auto	Auto-analyseur Technicon II
5	NH_3 - azote	Nitrocyanure, auto	Auto-analyseur Technicon IIC plus
6	NO_2 + NO_3 - azote	Réduction du cadmium, auto	Auto-analyseur Technicon IIC plus
7	Phosphore total	Bleu, acide molybdophosphorique, auto	Auto-analyseur Technicon IIC plus
8	Phosphore réactif soluble	Bleu, acide molybdophosphorique, auto	Auto-analyseur Technicon IIC plus
9	Potassium (K)	Émission de flamme	Spectrophotomètre Varian 1275
10	Sodium (Na)	Émission de flamme	Spectrophotomètre Varian 1275
11	Calcium (Ca)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Varian 1275
12	Magnésium (Mg)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Varian 1275
13	Sulfate (SO_4)	Bleu de méthylthymol, auto	Auto-analyseur Technicon IIC plus
14	Chlorure (Cl)	Thiocyanate mercurique, auto	Auto-analyseur Technicon IIC plus
15	Silice (SiO_2)	Acide ascorbique, auto	Auto-analyseur Technicon IIC plus
16	Fer (Fe)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Perkin-Elmer 4000 et Varian 975 (four au graphite)
17	Aluminium (Al)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Perkin-Elmer 4000 et Varian 975 (four au graphite)
18	Manganèse (Mn)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Perkin-Elmer 4000 et Varian 975 (four au graphite)
19	Zinc (Zn)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Perkin-Elmer 4000 et Varian 975 (four au graphite)
20	Cuivre (Cu)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Perkin-Elmer 4000 et Varian 975 (four au graphite)
21	Nickel (Ni)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Perkin-Elmer 4000 et Varian 975 (four au graphite)
22	Cadmium (Cd)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Perkin-Elmer 4000 et Varian 975 (four au graphite)
23	Plomb (Pb)	Absorption atomique	Spectrophotomètre Perkin-Elmer 4000 et Varian 975 (four au graphite)
24	Carbone inorganique (CIT)	Oxydation UV	Analyseur de carbone organique total Astro, modèle 1850
25	Carbone organique (COT)	Oxydation UV	Analyseur de carbone organique total Astro, modèle 1850
26	Carbone total (CT)	Oxydation UV	Analyseur de carbone organique total Astro, modèle 1850
27	Coloration de l'eau	Échelle Hazen au platine-cobalt	Helige Aqua Testa

Annexe 5
Liste annotée des espèces de sauvagine dans la région à l'étude

1. **Huart à collier** *(Gavia immer)* — Ce piscivore commun et très répandu se trouve sur les grands lacs. Il n'y a pas de raison évidente pour les faibles dénombrements de cette espèce dans les blocs de Sault-Sainte-Marie et de Nipissing, bien que la densité des petits lacs (< 9,9 ha) soit plus grande dans le bassin hydrographique des affluents de l'est du lac Supérieur (2B) (fig. 3*d*) qu'ailleurs dans la région. Cette espèce a souvent été trouvée sur des lacs acides connus.

2. **Bernache du Canada** *(Branta canadensis)* — Un petit groupe de bernaches se reproduit à proximité de Pumpkin Point (Bloc de Sault-Sainte-Marie), où se trouve une parcelle du relevé.

3. **Canard malard** *(Anas platyrhynchos)* — Espèce peu fréquente dans la partie septentrionale des blocs, mais beaucoup plus répandue dans le sud, particulièrement autour des zones agricoles. Le nombre des oiseaux de cette espèce a augmenté rapidement dans le sud de l'Ontario (Ross *et al.*, 1984), mais cette augmentation n'est pas encore évidente dans le nord.

4. **Canard noir** *(Anas rubripes)* — Cette espèce est répandue dans toute la région. Le dénombrement du bloc de Huntsville est le plus élevé enregistré jusqu'à présent pour une telle région en Ontario. Bien que la population de canards noirs connaisse actuellement une baisse lente mais constante, les données provenant du relevé dans cette région ne contiennent aucun indice d'une telle baisse. Cette espèce cohabite régulièrement avec le Morillon à collier (Ross, 1987) et se trouve sur une grande variété de petites zones humides, particulièrement celles qui sont peu profondes et dont les zones littorales sont bien aménagées. C'est souvent la seule espèce trouvée sur les zones humides plutôt tourbeuses (les bogs et les fens) (Blancher et McNicol, 1986).

5. **Canard pilet** *(Anus acuta)* — Un seul mâle a été observé.

6. **Sarcelle à ailes vertes** *(Anas crecca)* — Cette espèce se trouve généralement en faible densité et est répartie de façon sporadique dans la région; les dénombrements les plus élevés ont été associés à un habitat marécageux, particulièrement dans le bloc de Nipissing, mais également dans les blocs de Killarney et de Huntsville.

7. **Sarcelle à ailes bleues** *(Anas discors)* — Ayant une répartition et une abondance semblables à l'espèce précédente, la Sarcelle à ailes bleues était le plus souvent observée dans les grands marais ouverts.

8. **Canard huppé** *(Aix sponsa)* — Tout indique que cette espèce actuellement peu fréquente augmente rapidement dans la partie méridionale de la région, comme ce fut le cas dans tout le sud de l'Ontario (Ross *et al.* 1984). Des oiseaux de cette espèce ont également été signalés à l'occasion dans les blocs septentrionaux. On le retrouvait généralement dans les forêts inondées ou près de celles-ci.

9. **Morillon à collier** *(Aythya collaris)* — C'était l'espèce la plus abondante et la plus répandue, très bien représentée dans tous les blocs. Bien qu'elle soit présente dans une vaste gamme de types de lacs, on la trouve souvent sur les lacs dont des grandes sections de zones littorales sont bien aménagées. Étant donné que cette espèce construit son nid vers la mi-juin, il faut faire bien attention lorsqu'on établit des conclusions relatives à l'habitat de reproduction à partir des résultats de l'étude.

10. **Petit Morillon** *(Aythya affinis)* — Quatre couples ont été observés près de Pumpkin Point, mais ces couples n'étaient pas nécessairement en reproduction.

11. **Garrot commun** *(Bucephala clangula)* — Cette espèce n'était fréquente que dans les parcelles les plus au nord et semblaient connaître une diminution de l'ouest à l'est. Cette espèce était très rare dans les blocs méridionaux. Avec les autres représentants de la tribu *Mergini*, elle semblait préférer les lacs plus profonds avec une zone littorale moins importante que celles de l'espèce précédente (Ross 1987).

12. **Petit Garrot** *(Bucephala albeola)* — Cette espèce rare se reproduit de façon sporadique dans toute la région.

13. **Bec-scie couronné** *(Lophodytes cucullatus)* — Un grand nombre d'oiseaux de cette espèce très répandue ont été observés dans tous les blocs sauf celui de Killarney. Le faible dénombrement dans cette région peut provenir d'une erreur étant donné que les observations précédentes (tableau 3) donnent des résultats comparables à ceux des autres blocs.

14. **Grand Bec-scie** *(Mergus merganser)* — Cette espèce avait une abondance semblable à celle de l'espèce précédente, bien que les représentants de cette espèce se trouvent plus souvent sur des lacs plus grands et en eaux courantes, par exemple sur les rivières et les ruisseaux.

15. **Bec-scie à poitrine rouge** *(Mergus serrator)* — Espèce très rare généralement associée aux plus grands lacs (p. ex. lac Supérieur, lac Nipissing).

Annexe 6*a*
Fréquences d'occupation des couples nicheurs indiqués pour le Huart à collier dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, selon les paramètres d'habitat choisis

Superficie des eaux libres, ha	Classe d'aménagement du littoral	Longueur de la zone littorale bien recouverte par la végétation, m	Lac Ranger		Wanapitei	
			Présent	Absent	Présent	Absent
0–0,40	1	0–100	0	54	0	6
		101–500	0	13	0	17
	2	0–100	0	25	0	1
		101–500	0	19	0	21
	3	0–100	0	17	–	–
		101–500	0	39	0	4
		> 500	0	21	0	6
0,41–1,50	1	0–100	0	24	0	1
		101–500	0	27	0	38
		> 500	–	–	0	1
	2	0–100	0	3	–	–
		101–500	0	21	0	13
		> 500	0	13	0	19
	3	0–100	0	4	–	–
		101–500	0	5	–	–
		> 500	0	25	0	24
1,51–4,00	1	0–100	1	17	–	–
		101–500	1	11	0	4
		> 500	0	15	0	28
	2	0–100	0	19	–	–
		101–500	0	8	–	–
		> 500	3	19	1	50
	3	0–100	0	7	–	–
		101–500	0	11	–	–
		> 500	1	22	1	31
4,01–20,00	1	0–100	4	14	–	–
		101–500	2	3	–	–
		> 500	2	10	5	10
	2	0–100	10	19	–	–
		101–500	9	22	–	–
		> 500	6	19	18	40
	3	0–100	1	5	–	–
		101–500	1	3	–	–
		> 500	4	28	19	35
> 20	2	0–100	2	2	–	–
		101–500	–	–	1	0
		> 500	1	5	3	6
	3	0–100	3	1	–	–
		> 500	3	2	10	1

Annexe 6*b*
Fréquences d'occupation des couples nicheurs indiqués pour le Canard malard et le Canard noir combinés dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, selon les paramètres d'habitat choisis

Superficie des eaux libres, ha	Classe d'aménagement du littoral	Longueur de la zone littorale bien recouverte par la végétation, m	Lac Ranger		Wanapitei	
			Présent	Absent	Présent	Absent
0–0,40	1	0–100	0	54	0	6
		101–500	0	13	0	17
	2	0–100	0	25	0	1
		101–500	0	19	2	19
	3	0–100	1	16	–	–
		101–500	2	37	0	4
		> 500	0	21	0	6
0,41–1,50	1	0–100	2	22	0	1
		101–500	2	25	3	35
		> 500	–	–	0	1
	2	0–100	0	31	–	–
		101–500	3	18	1	12
		> 500	1	12	4	15
	3	0–100	0	4	–	–
		101–500	0	5	–	–
		> 500	4	21	3	21
1,51–4,00	1	0–100	2	16	–	–
		101–500	3	9	1	3
		> 500	4	11	2	26
	2	0–100	4	15	–	–
		101–500	3	5	–	–
		> 500	4	18	12	39
	3	0–100	1	6	–	–
		101–500	1	10	–	–
		> 500	6	17	7	25
4,01–20,00	1	0–100	2	16	–	–
		101–500	1	4	–	–
		> 500	4	8	1	14
	2	0–100	5	24	–	–
		101–500	4	27	–	–
		> 500	3	22	13	45
	3	0–100	1	5	–	–
		101–500	0	4	–	–
		> 500	8	24	14	40
> 20	2	0–100	0	4	–	–
		101–500	–	–	0	1
		> 500	0	6	0	9
	3	0–100	0	4	–	–
		> 500	1	4	2	9

Annexe 6*c*
Fréquences d'occupation des couples nicheurs indiqués pour le Morillon à collier dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, selon les paramètres d'habitat choisis

Superficie des eaux libres, ha	Classe d'aménagement du littoral	Longueur de la zone littorale bien recouverte par la végétation, m	Lac Ranger		Wanapitei	
			Présent	Absent	Présent	Absent
0–0,40	1	0–100	1	53	0	6
		101–500	2	11	0	17
	2	0–100	0	25	0	1
		101–500	1	18	1	20
	3	0–100	1	16	–	–
		101–500	0	39	0	4
		> 500	1	20	1	5
0,41–1,50	1	0–100	0	24	0	1
		101–500	1	26	2	36
		> 500	–	–	0	1
	2	0–100	2	29	–	–
		101–500	3	18	1	12
		> 500	2	11	1	18
	3	0–100	0	4	–	–
		101–500	0	5	–	–
		> 500	4	21	2	22
1,51–4,00	1	0–100	2	16	–	–
		101–500	2	10	0	4
		> 500	4	11	3	25
	2	0–100	3	16	–	–
		101–500	1	7	–	–
		> 500	4	18	4	47
	3	0–100	1	6	–	–
		101–500	1	10	–	–
		> 500	6	17	5	27
4,01–20,00	1	0–100	0	18	–	–
		101–500	1	4	–	–
		> 500	1	11	2	13
	2	0–100	1	28	–	–
		101–500	4	27	–	–
		> 500	4	21	8	50
	3	0–100	0	6	–	–
		101–500	0	4	–	–
		> 500	9	23	7	47
> 20	2	0–100	0	4	–	–
		101–500	–	–	0	1
		> 500	0	6	0	9
	3	0–100	0	4	0	0
		> 500	0	5	0	11

Annexe 6*d*
Fréquences d'occupation des couples nicheurs indiqués pour le Garrot commun dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, selon les paramètres d'habitat choisis

Superficie des eaux libres, ha	Classe d'aménagement du littoral	Longueur de la zone littorale bien recouverte par la végétation, m	Lac Ranger		Wanapitei	
			Présent	Absent	Présent	Absent
0–0,40	1	0–100	0	54	0	6
		101–500	0	13	0	17
	2	0–100	0	25	0	1
		101–500	1	18	0	21
	3	0–100	1	16	–	–
		101–500	1	38	0	4
		> 500	1	20	0	6
0,41–1,50	1	0–100	5	19	0	1
		101–500	2	25	2	36
		> 500	–	–	0	1
	2	0–100	2	29	–	–
		101–500	0	21	2	11
		> 500	1	12	0	19
	3	0–100	0	4	–	–
		101–500	0	5	–	–
		> 500	1	24	1	23
1,51–4,00	1	0–100	7	11	–	–
		101–500	4	8	0	4
		> 500	5	10	8	20
	2	0–100	6	13	–	–
		101–500	3	5	–	–
		> 500	5	17	12	39
	3	0–100	1	6	–	–
		101–500	2	9	–	–
		> 500	5	18	9	23
4,01–20,00	1	0–100	5	13	–	–
		101–500	0	5	–	–
		> 500	3	9	2	13
	2	0–100	5	24	–	–
		101–500	2	29	–	–
		> 500	8	17	10	48
	3	0–100	2	4	–	–
		101–500	0	4	–	–
		> 500	7	25	9	45
> 20	2	0–100	0	4	–	–
		101–500	–	–	0	1
		> 500	0	6	1	8
	3	0–100	0	4	–	–
		> 500	0	5	2	9

Annexe 6e
Fréquences d'occupation des couples nicheurs indiqués pour le Bec-scie couronné dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, selon les paramètres d'habitat choisis

Superficie des eaux libres, ha	Classe d'aménagement du littoral	Longueur de la zone littorale bien recouverte par la végétation, m	Lac Ranger		Wanapitei	
			Présent	Absent	Présent	Absent
0–0,40	1	0–100	0	54	0	6
		101–500	0	13	0	17
	2	0–100	0	25	0	1
		101–500	0	19	0	21
	3	0–100	0	17	–	–
		101–500	3	36	1	3
		> 500	0	21	0	6
0,41–1,50	1	0–100	1	23	0	1
		101–500	2	25	4	34
		> 500	–	–	0	1
	2	0–100	3	28	–	–
		101–500	1	20	1	12
		> 500	1	12	3	16
	3	0–100	1	3	–	–
		101–500	0	5	–	–
		> 500	0	25	3	21
1,51–4,00	1	0–100	2	16	–	–
		101–500	1	1	1	3
		> 500	1	14	5	23
	2	0–100	4	15	–	–
		101–500	0	8	–	–
		> 500	1	21	10	41
	3	0–100	0	7	–	–
		101–500	1	10	–	–
		> 500	7	16	6	26
4,01–20,00	1	0–100	0	18	–	–
		101–500	0	5	–	–
		> 500	2	10	2	13
	2	0–100	2	27	–	–
		101–500	3	28	–	–
		> 500	6	19	8	50
	3	0–100	1	5	–	–
		101–500	0	4	–	–
		> 500	4	28	7	47
> 20	2	0–100	0	4	–	–
		101–500	–	–	0	1
		> 500	0	6	0	9
	3	0–100	0	4	–	–
		> 500	1	4	0	11

Annexe 6f
Fréquences d'occupation des couples nicheurs indiqués pour le Grand Bec-scie dans les régions à l'étude du lac Ranger et de Wanapitei, selon les paramètres d'habitat choisis

Superficie des eaux libres, ha	Classe d'aménagement du littoral	Longueur de la zone littorale bien recouverte par la végétation, m	Lac Ranger		Wanapitei	
			Présent	Absent	Présent	Absent
0–0,40	1	0–100	0	54	0	6
		101–500	0	13	0	17
	2	0–100	0	25	0	1
		101–500	0	19	0	21
	3	0–100	0	17	–	–
		101–500	0	39	0	4
		> 500	1	20	0	6
0,41–1,50	1	0–100	0	24	0	1
		101–500	0	27	1	37
		> 500	–	–	0	1
	2	0–100	0	31	0	0
		101–500	0	21	0	13
		> 500	0	13	0	19
	3	0–100	0	4	–	–
		101–500	0	5	–	–
		> 500	1	24	0	24
1,51–4,00	1	0–100	0	18	–	–
		101–500	0	12	0	4
		> 500	1	14	0	28
	2	0–100	2	17	–	–
		101–500	1	7	–	–
		> 500	0	22	2	49
	3	0–100	1	6	–	–
		101–500	0	11	–	–
		> 500	1	22	3	29
4,01–20,00	1	0–100	0	18	–	–
		101–500	0	5	–	–
		> 500	0	12	0	15
	2	0–100	5	24	–	–
		101–500	1	30	–	–
		> 500	2	23	4	54
	3	0–100	0	6	–	–
		101–500	0	4	–	–
		> 500	2	30	5	49
> 20	2	0–100	0	4	–	–
		101–500	–	–	1	0
		> 500	2	4	2	7
	3	0–100	1	3	–	–
		> 500	0	5	2	9

Annexe 7
Composition chimique des eaux douces dans des régions non polluées et polluées de la Scandinavie et de l'est de l'Amérique du Nord, comprenant des évaluations médianes provenant de la présente étude, selon les groupes de vulnérabilité de la roche en place (lac Ranger — VIXEN et GONG; Wanapitei — vulnérabilité élevée (WHS), moyenne (WMS) et faible (WLS)†

		Concentrations ioniques, $\mu eq \cdot L^{-1}$									
Région	*N*	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Cations totaux	HCO_3^-	SO_4^{2-}	(Cl^-)	Anions totaux	Référence
Non pollué											
Scandinavie											
Suède 1	47	125	70	27	11	233	208	29	(26)	237	Henriksen 1982
Suède 2	21	577	136	39	38	790	645	87	(102)	732	Henriksen 1982
Suède 3	21	248	108	32	17	405	247	73	(64)	320	Henriksen 1982
Suède 4	65	149	8	60	14	231	250	37	(30)	287	Henriksen 1982
Norvège (N)	21	128	60	15	6	209	138	45	(85)	183	Henriksen 1982
Norvège (W)	25	37	6	10	3	56	28	29	(40)	57	Henriksen 1982
États-Unis											
Géorgie	5	340	44	22	23	429	398	17	(149)	415	Henriksen 1982
Minnesota	58	299	114	23	12	448	313	60	(21)	373	Henriksen 1982
Canada											
Territoires du Nord-Ouest	9	385	197	17	26	625	460	98	(120)	558	Armstrong et Schindler 1971
Saskatchewan	5	290	260	110	43	703	530	69	–	599	Armstrong et Schindler 1971
Manitoba	17	169	73	8	12	262	182	58	(42)	240	Armstrong et Schindler 1971
Ontario											
• Baie James	–	65	19	20	9	113	84	37	(21)	121	Henriksen 1982
• ELA‡	103	98	49	21	9	177	99	76	(21)	175	Beamish *et al.* 1976
• ELA[2]	40	78	68	6	10	162	62	59	(39)	121	Armstrong et Schindler 1971
Québec											
• Toundra arctique	8	31	21	10	3	65	80	6	(32)	86	Potvin et Grimard 1983
• Toundra alpine	7	93	118	12	3	226	157	68	(6)	225	Potvin et Grimard 1983
• Taïga	38	124	125	18	5	210	163	206	(5)	369	Potvin et Grimard 1983
• Muskeg	14	59	62	12	3	136	136	27	(6)	163	Potvin et Grimard 1983
Pollué											
Canada											
Ontario											
• Région de Sudbury											
-Lac Whitefish	27	323	159	21	18	521	190	404	(56)	594	Beamish et Harvey 1972
-Mont LaCloche	6	97	31	–	6	134	10	207	(29)	217	Armstrong et Schindler 1972
-Killarney	22	150	75	26	10	261	0	290	?	290	Beamish et Harvey 1972
-Sudbury	4	280	110	63	22	475	0	530	(*)	530	Dillon *et al.* 1980
-Hannah		567	280	87	53	1038	0	1192	(76)	1192	Yan et Miller 1984
-Middle		490	410	104	49	1090	0	927	(*)	927	Yan et Miller 1984
-Lohi		310	205	83	33	672	0	556	(*)	556	Yan et Miller 1984
-Clearwater		283	103	17	17	499	0	543	(62)	543	Yan et Miller 1984
-Labelle		254	88	36	16	395	76	324	(14)	400	Yan et Miller 1984
-Nelson		205	80	32	12	331	40	328	(12)	368	Yan et Miller 1984
-Mountaintop		150	80	32	11	297	0	291	(11)	291	Yan et Miller 1984
-Wanapitei - WLS	11	206	66	28	16	319	52	221	(12)	275	Présente étude
-Wanapitei - WMS	24	184	55	33	12	276	17	218	(11)	238	Présente étude
-Wanapitei - WHS	20	101	42	26	11	210	0	236	(9)	236	Présente étude
-Lac Ranger - GONG	34	133	45	18	13	212	53	142	(15)	192	Présente étude
-Lac Ranger - VIXEN	32	198	76	29	14	319	141	154	(19)	293	Présente étude
• Muskoka (1967-1968)	5	94	104	15	8	221	67	79	(17)	146	Dillon *et al.* 1980
• Muskoka (1976-1979)	14	149	69	21	13	252	110	168	(18)	278	Dillon *et al.* 1980
• Bassin hydrographique de la rivière des Outaouais	13	370	170	–	–	540	320	210	(0)	530	Armstrong et Schindler 1971
Québec											
• Hautes Laurentides	10	95	33	31	6	165	52	69	(6)	121	Rodrigue et DesGranges 1986
• Laurentides moyennes	62	200	58	28	10	296	140	110	(9)	250	Rodrigue et DesGranges 1986
• Appalaches	8	220	66	28	8	322	152	89	(8)	241	Rodrigue et DesGranges 1986
Nouvelle-Écosse											
• Kejimkujik		38	39	135	6	218	0	52	(121)	–	Kerekes 1980
• Beaverskin		19	30	115	7	171	0	31	(116)	31	Kerekes *et al.* 1986
• Pebbleloggitch		19	30	120	7	176	0	47	(113)	47	Kerekes *et al.* 1986
États-Unis											
Adirondacks	38	146	43	16	7	212	74	121	(9)	195	Charles 1985

† Toutes les évaluations ont été pondérées en fonction du sel d'eau de mer, les exceptions étant marquées d'un astérisque (*). Les teneurs en chlorure (Cl^-) ont été données le cas échéant.
‡ ELA = Zone lacustre expérimentale, nord-ouest de l'Ontario.

Annexe 8a
Principales espèces de poissons et nombre de poissons pris dans la région du lac Ranger au cours de l'été de 1983 avec des pièges à ménés en filet métallique.*

	Espèces de poissons									
Lac n°	*Chrosomus* spp.	Mulet perlé	Tête-de-boule	Épinoche à 5 épines	Méné à nageoires rouges	Mulet à cornes	Meunier noir	Naseux noir	Dard à ventre jaune	Perchaude
002R	–	1	–	–	1	–	–	–	–	45
003R	–	1	2	–	174	25	–	–	–	–
004R	–	233	–	–	331	188	18	14	–	–
005R	–	–	–	–	–	115	–	171	–	–
006R	–	–	2657	–	5	–	–	–	–	–
007R	–	–	3854	1	–	–	–	2	–	–
008R	–	–	510	–	–	148	–	48	–	–
009R	–	150	–	–	–	3	–	–	–	–
010R	1	1061	–	–	–	–	1	–	–	–
012R	–	–	–	10	–	–	–	3	–	–
021R	133	262	71	1	–	–	–	–	–	–
022R	135	–	–	–	15	–	4	3	–	–
025R	2	–	8	–	–	–	–	–	–	–
028R	–	–	–	–	66	–	3	–	–	–
029R	129	3	244	1	–	–	1	–	–	–
030R	–	36	–	–	84	4	3	–	–	–
033R	1270	13	–	1	–	–	2	–	–	–
036R	52	154	–	–	–	21	5	3	–	–
044R	–	8	–	–	–	–	–	–	–	–
048R	–	–	2292	–	–	213	–	3	–	–
051R	247	–	–	32	–	–	–	–	–	–
052R	–	63	–	–	–	–	–	–	–	–
058R	241	183	13	9	51	–	2	–	1	–
059R	101	–	–	12	3	1	–	7	–	–
060R	–	–	–	4	–	31	–	16	–	–
064R	2	–	–	–	–	2	–	–	–	–
065R	2541	–	–	–	–	–	–	–	–	–
079R	13	–	–	–	–	–	–	–	–	–
086R	377	–	–	–	4	9	2	30	–	–
087R	67	2	221	–	1	16	–	1	–	–
401R	1165	–	–	–	–	–	–	–	–	–
403R	498	21	330	25	–	–	3	–	–	–
404R	1523	–	–	–	–	–	–	–	1	–
405R	547	–	–	–	–	–	–	–	1	–
406R	220	–	–	26	4	57	2	–	–	–
407R	73	1	6	17	–	–	6	–	–	–
408R	147	1	81	16	39	11	9	–	–	–
409R	36	–	–	16	1	–	16	–	1	–
410R	472	691	11	17	–	1	50	–	–	–
414R	536	34	15	11	–	–	–	–	–	–
415R	566	4	4	10	–	2	9	–	–	–
417R	94	–	5	9	–	–	8	–	–	–
422R	43	2	–	–	–	1	–	–	–	–
423R	509	182	–	9	14	–	2	–	–	–
424R	1	1	–	1	336	6	10	1	–	–
426R	7	5	–	10	–	–	–	–	–	–
430R	326	–	–	–	–	–	–	–	–	–
431R	6	1	6	–	1	1	2	–	–	–
432R	461	14	–	–	–	1	1	–	–	–
441R	2340	9	–	3	–	–	–	–	1	–
445R	1672	103	–	–	–	–	–	–	5	–
447R	39	–	5	12	130	45	3	–	–	–
452R	29	–	–	–	387	29	21	–	–	–
453R	60	–	–	–	–	–	–	–	–	–
454R	290	–	–	–	–	–	–	–	3	–
456R	369	36	1	–	136	19	24	2	–	–
458R	2	2	–	8	18	1	22	7	–	–
464R	38	6	–	6	6	1	1	–	–	–
466R	179	689	–	–	–	–	–	–	–	–
484R	1770	–	–	–	–	–	2	–	–	–
488R	1665	–	–	–	–	–	–	–	–	–

* Les autres espèces prises dans les pièges comprenaient le Touladi (008R, 086R, 044R), la Chatte de l'Est (059R, 086R), le Méné de lac (034R) et le Museau noir (058R). Les lacs sans poisson étaient les suivants : 013R, 014R, 015R, 019R, 020R, 420R, 436R et 459R.

Annexe 8b

Principales espèces de poissons et nombre de poissons pris dans la région de Wanapitei au cours de l'été de 1983 dans les pièges à ménés en filet métallique*

	Espèces de poissons												
Lac n°	*Chrosomus* spp.	Mulet perlé	Tête-de-boule	Épinoche à 5 épines	Méné à nageoires rouges	Mulet à cornes	Meunier noir	Naseux noir	Dard à ventre jaune	Perchaude	Crapet de roche	Crapet-soleil	Chatte de l'Est
002W	420	4	479	2	–	–	–	–	1	–	–	–	–
003W	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–
005W	87	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
022W	–	–	–	78	–	–	–	–	–	–	–	–	–
240W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	53	–	–	–
250W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	10	–	–	–
252W	–	–	–	–	–	–	–	–	5	–	–	–	–
253W	–	–	–	–	–	–	1	–	–	43	–	–	–
254W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	27	–	–	–
268W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	15	–	–	–
333W	–	–	–	–	–	–	2	–	–	–	56	–	–
404W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	5	–	–	–
409W	492	198	1505	–	–	–	6	–	1	–	–	–	–
475W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	20	8	20	2
479W	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
480W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	51	–	7	–
494W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	24	–	3	–
501W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	42	–	7	13
502W	–	–	–	–	–	–	–	2	–	–	6	1	–
515W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	21	–	30	2
524W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	262
526W	–	–	–	–	–	–	71	–	–	57	–	–	–
579W	–	197	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
583W	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–
856W	1929	–	1	4	–	–	–	–	1	–	–	–	–
900W	1258	–	705	2	–	–	–	–	4	–	–	–	–
903W	421	368	70	5	284	–	68	–	–	–	–	–	–
904W	162	–	62	1	320	–	24	–	–	–	–	–	–
905W	–	55	–	–	58	3	2	–	–	100	–	–	–
907W	1700	11	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
909W	3377	–	–	–	–	–	–	–	5	–	–	–	–

* Les autres espèces capturées comprenaient l'Achigan à petite bouche (475W), le Grand Brochet (515W), la Barbotte brune (256W) et une espèce non identifiée (197W). Les lacs sans poisson étaient les suivants : 013W, 016W, 242W, 248W, 251W, 257W, 258W, 259W, 260W, 266W, 316W, 338W, 343W, 394W, 401W, 402W, 403W, 406W, 407W, 408W, 410W, 527W, 572W et 902W.

Ouvrages cités

Aiken, S.; Gillett, J.M., 1974. The distribution of aquatic plants in selected lakes of Gatineau Park, Québec. Can. Field-Nat. 88:437-448.

Almer, B.; Dickson, W.; Ekstrom C.; Hornstrom, E.; Miller, V., 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. Ambio 3:30-36.

Almer, B.; Dickson, W.; Ekstrom, C.; Hornstrom, E., 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem, Pages 272-311 *dans* Nriagu, J.O. réd., Sulfur in the environment, Part II, Ecological impacts. John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. 482 p.

Alvo, R., 1985. The breeding success of Common Loons (*Gavia immer*) in relation to lake acidity. Mémoire de maîtrise ès sciences, Université Trent, Peterborough, Ontario. 122 p.

Andersson, G., 1981. Influence of fish on waterfowl and lakes (en norvégien avec résumé anglais). Anser 20:21-34.

Armstrong, F.A.J.; Schindler, D.W., 1971. Preliminary chemical characterization of waters in the Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario. J. de l'Off. des rech. sur les pêch. du Can. 28:171-187.

Baker, J.P.; Schofield, C.L., 1982. Aluminum toxicity to fish in acidic waters. Water, Air, Soil Pollut. 18:289-309.

Ball, I.J.; Gilmer, D.S.; Cowardin, L.M.; Reichman, J.H., 1975. Survival of Wood Duck and Mallard broods in North-central Minnesota. J. Wildl. Manage. 39:776-780.

Barrie, L.A.; Wiebe, H.A.; Anlauf, K.; Fellin, P., 1982. Data report: Results of the Canadian Air and Precipitation Monitoring Network APN, July 1980 to December 1981. Turkey Lakes Watershed. Inédit. Série de rapp. n° TLW-82-14. 7 p. + 7 annexes.

Bartonek, J.C., 1972. Summer foods of American Widgeon, Mallards, and Green-winged Teal near Great Slave Lake, N.W.T. Can. Field-Nat. 86:373-376.

Beamish, R.J., 1972. Lethal pH for the White Sucker (*Catostomus commersoni*). Trans. Am. Fish. Soc. 101: 355-358.

Beamish, R.J., 1974. The loss of fish populations from unexploited remote lakes in Ontario, Canada as a consequence of atmospheric fallout of acid. Water Res. 8:85-95.

Beamish, R.J.; Harvey, H.H., 1972. Acidification of the La Cloche Mountain lakes, Ontario and resulting fish mortalities. J. de l'Off. des rech. sur les pêch. du Can. 29:1131-1143.

Beamish, R.J.; Vanloon, J.C., 1977. Precipitation loading of acid and heavy metals to a small acid lake near Sudbury, Ontario. J. de l'Off. des rech. sur les pêch. du Can. 34:649-658.

Beamish, R.J.; Blouw, L.M.; McFarlane, G.A., 1976. A fish and chemical study of 109 lakes in the Experimental Lakes Area (ELA), Northwestern Ontario with appended reports on Lake Whitefish ageing errors and the Northwestern Ontario baitfish industry. Environnement Canada, Fish. Mar. Serv. Rapp. techn. n° 607, 116 p.

Beggs, G.L.; Gunn, J.M.; Olver, C.H., 1985. The sensitivity of Ontario lake trout (*Salvelinus namaycush*) and lake trout lakes to acidification. Ont. Fish. Tech. Rep. Ser. N° 17, 24 p.

Bellrose, F.C., 1978. Ducks, geese and swans of North America. Stackpole Books, Harrisburg, Pa. 540 p.

Bendell, B.E., 1986. The effects of fish and pH on the distribution and abundance of backswimmers (Hemiptera: Notonectidae). J. can. de zool. 64(12): 2696-2699.

Bendell, B.E.; McNicol, D.K., 1987*a*. Fish predation, lake acidity and the composition of aquatic insect assemblages. Sous presse. Hydrobiologia.

Bendell, B.E.; McNicol, D.K., 1987*b*. Cyprinid assemblages, and the physical and chemical characteristics of small northern Ontario lakes. Sous presse. Environ. Biol. Fishes.

Blancher, P.J.; McNicol, D.K., 1986. Investigations into the effects of acid precipitation on wetland-dwelling wildlife in Northeastern Ontario. Série de rapports techniques, n° 2. Serv. can. de la faune, Ontario. 153 p.

Boissonneau, A.N., 1968. Glacial history of Northeastern Ontario 2: The Timiskaming — Algoma area. J. can. des sc. de la terre 5:97-109.

Brooks, J.L., 1968. The effects of prey size selection by lake planktivores. Syst. Zool. 17: 273-291.

Brooks, J.L.; Dodson, S.I., 1965. Predation, body size, and composition of plankton. Science 150:28-35.

Brousseau, C.S.; Baccante, D.; Maki, L.W., 1985. Role of bedrock and surficial geology in determining the sensibility of Thunder Bay area lakes to acidification. J. Great Lakes Res. 11:501-507.

Brown, D.J.A., 1982. The effect of pH and calcium on fish and fisheries. Water, Air, Soil Pollut. 18:343-351.

Brown, S.B.; Eales, J.G., 1984. Interrenal, thyroidal, and carbohydrate responses of Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) to environmental acidification. J. can. des sc. hal. et aquat. 41:36-45.

Campbell, P.G.C.; Stokes, P.M., 1985. Acidification and toxicity of metals to aquatic biota. J. can. des sc. hal. et aquat. 42:2034-2049.

Chan, W.H.; Vet, R.J.; Ro, C.; Tang, A.J.S.; Lusis, M.A., 1984. Impact of INCO smelter emissions on wet and dry deposition in the Sudbury area. Atmos. Environ. 18:1001-1008.

Charles, D.F., 1985. Relationships between surface sediment diatom assemblage and lakewater characteristics in Adirondack lakes. Ecology 66:994-1011.

Clark, K.L.; Fischer, K., 1981. Acid precipitation and wildlife. Div. de la tox. de la faune, Serv. can. de la faune, rapp. man. n° 43. Environnement Canada, Ottawa, Canada. 95 p.

Clark, K.L.; LaZerte, B.D., 1985. A laboratory study of the effects of aluminum and pH on amphibian eggs and tadpoles. J. can. des sc. hal. et aquat. 42:1544-1551.

Conroy, N.I.; Jeffries, D.S.; Kramer, J.R., 1974. Acid shield lakes in the Sudbury, Ontario region. Compte rendu : Water pollut. Res. Can. Symp. 9:45-61.

Conroy, N.I.; Hawley, K.; Keller, W., 1978. Extensive monitoring of lakes in the greater Sudbury area 1974-76. Min. de l'Env. de l'Ont. Rapp. techn., Sudbury, Ontario. 40 p. + annexes.

Conseil national de recherches Canada, 1981. Acidification dans l'environnement aquatique au Canada : critères scientifiques pour évaluer les effets du dépôt acide sur les écosystèmes aquatiques. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement. Public. CNRC n° 18476. 377 p.

Cowell, D.W.; Lucas, A.E.; Rubec, C.D.A., 1980. The development of an ecological sensitivity rating for acid precipitation impact assessment. Direction générale des terres, Environnement Canada, document de travail n° 10. Ottawa, Ontario.

Cox, E.T., 1978. Counts and measurements of Ontario lakes. Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Rapport inédit. 114 p.

Cronan, C.S.; Schofield, C.L., 1979. Aluminum leaching response to acid precipitation: effects on high-elevation watersheds in the northeast. Science 204:304–306.

Dennis, D.G., 1974*a*. Waterfowl observations during the nesting season in Precambrian and clay belt areas of north-central Ontario. Pages 53–56 *dans* Boyd, H. réd. Études sur les oiseaux aquatiques dans l'est du Canada, 1969–73. Serv. can. de la faune. Série de rapp. n° 29. 105 p.

Dennis, D.G., 1974*b*. Breeding pair surveys of waterfowl in southern Ontario. Pages 45–52 *dans* Boyd, H. réd. Études sur les oiseaux aquatiques dans l'est du Canada, 1969–73. Serv. can. de la faune. Série de rapp. n° 29. 105 p.

Dermott, R.; Kelso, J.R.M.; Douglas, A., 1986. The benthic fauna of 41 acid sensitive headwater lakes in north central Ontario. Water, Air, Soil Pollut. 28:283–292.

DesGranges, J.-L.; Darveau, J., 1985. Effect of lake acidity and morphometry on the distribution of aquatic birds in southern Quebec, Holarctic Ecol. 8:181–190.

DesGranges, J.-L.; Rodrigue, J., 1986. Influence of acidity and competition with fish on the development of ducklings in Québec. Water, Air, Soil Pollut. 30:743–750.

Dillon, P.J.; Jeffries, D.S.; Snyder, W.R.; Reid, R.; Yan, N.D., 1978. Acidic precipitation in south-central Ontario: recent observations. J. de l'Off. des rech. sur les pêch. du Can. 35:809–815.

Dillon, P.J.; Jeffries, D.S.; Scheider, W.A.; Yan, N.D., 1980. Some aspects of acidification in southern Ontario, Pages 212 et 213 *dans* Drablos, D. et Tollan, A. réd. Compte rendu : Int. Conf. on Ecological Impact of Acid Precipitation. Projet SNSF, Sandefjord, Norvège. 383 p.

Dillon, P.J.; Yan, N.D.; Harvey, H.H., 1984. Acidic deposition: effects on aquatic ecosystems, Crit. Rev. Environ. Control 13(3):167–194.

Dzubin, A. 1969. Assessing breeding populations of ducks by ground counts. Pages 278–280 *dans* Saskatoon wetlands seminar, Serv. can. de la faune. Série de rapp. n° 6. 262 p.

Eadie, J.M.; Keast, A., 1982. Do goldeneye and perch compete for food? Oecologia 55:225–230.

Eilers, J.M.; Glass, G.E.; Webster, K.E.; Rogalla, J.A., 1983. Hydrologic control of lake susceptibility to acidification. J. can. des sc. hal. et aquat. 40:1896–1904.

Eriksson, M.O.G., 1976. Food and feeding habits of downy Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) ducklings. Ornis Scand. 7:159–169.

Eriksson, M.O.G., 1978. Lake selection by Goldeneye ducklings in relation to the abundance of food. Wildfowl 29:81–85.

Eriksson, M.O.G., 1979. Competition between freshwater fish and Goldeneyes (*Bucephala clangula*) for common prey. Oecologia 41:99–107.

Eriksson, M.O.G., 1983. The role of fish in the selection of lakes by non-piscivorous ducks: Mallard, Teal and Goldeneye. Wildfowl 34:27–32.

Eriksson, M.O.G., 1984. Acidification of lakes: effects on waterbirds in Sweden. Ambio 13:260–262.

Eriksson, M.O.G., 1985. Prey detectability for fish-eating birds in relation to fish density and water transparency. Ornis Scand. 16:1–7.

Eriksson, M.O.G., 1986. Reproduction of Black-throated Diver (*Gavia arctica*) in relation to fish density in oligotrophic lakes in southwestern Sweden. Ornis Scand. 17:245–248.

Eriksson, M.O.G.; Henrikson, L.; Nilsson, B.L.; Nyman, G.; Oscarson, H.G.; Stenson, A.E.; Larsson, K.; 1980. Predator-prey relations important for the biotic changes in acidified lakes. Ambio 9:248–249.

Eriksson, M.O.G.; Henrikson, L.; Oscarson, H.G., 1986. La sauvagine et l'acidification — certains aspects (en suédois). Var Fagelvard 39:163–166.

Erskine, A.J., 1971. Buffleheads, Serv. can. de la faune. Série de monogr. n° 4. 240 p.

ESSA (Environmental and Social Systems Analysts Ltd) 1986. Brown waters: Relative importance of external and internal sources of acidification on catchment biota — A review of existing knowledge. Rapport rédigé pour Environnement Canada et le ministère des Pêches et Océans, 85 p.

Fraser, D.; Morton, J.K., 1983. Aquatic plants in Lake Superior Provincial Park in relation to water chemistry. Can. Field-Nat. 97:181–186.

Fraser, D.; Morton, J.K.; Jui, P.Y., 1986. Aquatic vascular plants in Sibley Provincial Park in relation to water chemistry and other factors. Can. Field-Nat. 100:15–21.

Fraser, G.A.; Harvey, H.H., 1984. Effects of environmental pH on the ionic composition of the white sucker (*Catostomus commersoni*) and pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*). J. can. de zool. 62:249–259.

Freda, J.; Dunson, W.A., 1985. Field and laboratory studies of ion balance and growth rates of ranid tadpoles chronically exposed to low pH. Copeia 1985:414–423.

Frenette, J.-J.; Richard, Y.; Moreau, G., 1986. Fish responses to acidity in Québec: a review. Water, Air, Soil Pollut. 30:461–475.

Galbraith, M.G., 1967. Size-selective predation on Daphnia by rainbow trout and yellow perch. Trans. Am. Fish. Soc. 96:1–10.

Gilinsky, E., 1984. The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. Ecology 65:455–468.

Gilmer, D.S.; Ball, I.J.; Cowardin, L.W.; Reichmann, J.H.; Tester, J.R., 1975. Habitat use and home range of Mallards breeding in Minnesota. J. Wildl. Manage. 39:781–789.

Gollop, J.B.; Marshall, W.H., 1954. A guide for aging duck broods in the field. Miss. Flyway Counc. Tech. Sect. Rep. 14 p.

Gorham, E.; Detenbeck, N.E., 1986. Sulphate in bog waters: a comparison of ion chromatography with MacKereth's cation-exchange technique and a revision of earlier views on cause of bog acidity. J. Ecol. 74:899–903.

Gorham, E.; Gordon, A.G., 1963. Some effects of smelter pollution upon aquatic vegetation near Sudbury, Ontario. J. can. de bot. 41:371–378.

Gorham, E.; Bayley, S.E.; Schindler, D.W., 1984. Ecological effects of acid deposition upon peatlands: a neglected field in "acid-rain" research. J. can. des sc. hal. et aquat. 41:1256–1268.

Grahn, O.H.; Hultbert, H.; Landner, L., 1974. Oligotrophication — a self-accelerating process in lakes subjected to excessive supply of acid substances. Ambio 3:93–94.

Gunn, J.M.; 1982. Acidification of Lake Trout (*Salvelinus namaycush*) Lakes near Sudbury, Ontario. Page 351 *dans* Johnson, R.E. réd. Acid Rain/Fisheries. Compte rendu : Int. Symp. on Aquatic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America. American Fisheries Society, Cornell Univ. Ithaca, New York, 357 p.

Gunn, J.M.; Keller, W., 1984. Spawning site water chemistry and lake trout (*Salvelinus namaycush*) sac fry survival during snow melt. J. can. des sc. hal. et aquat. 41:319–329.

Haines, T.A., 1981. Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: a review. Trans. Am. Fish. Soc. 110:669–707.

Haines, T.A.; Hunter, M.L., 1982. Waterfowl and their habitat: threatened by acid rain? Pages 177–188 *dans* Fourth International Waterfowl Symposium, Ducks Unlimited. New Orleans, La. 265 p.

Hall, D.J.; Cooper, W.E.; Werner, E.E., 1970. An experimental approach to the production dynamics and structure of freshwater animal communities. Limnol. Oceanogr. 15:839–928.

Harvey, H.H., 1975. Fish populations in a large group of acid-stressed lakes. Verh. Int. Ver. Limnol. 19:2406–2417.

Harvey, H.H., 1982. Population responses of fish in acidified waters. Pages 227–244 *dans* Johnson, R.E. réd. Acid Rain/Fisheries. — Compte rendu : Int. Symp. on Acidic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America. American Fisheries Society, Cornell Univ. Ithaca, New York. 357 p.

Harvey, H.H.; Lee, C., 1982. Historical fisheries changes related to surface water pH changes in Canada. Pages 45–56 *dans* Johnson, R.E. réd. Acid Rain/Fisheries — Compte rendu : Int. Symp. on Acidic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America. American Fisheries Society, Cornell Univ. Ithaca, New York, 357 p.

Hellquist, C.B., 1980. Correlation of alkalinity and the distribution of Potamogeton in New England. Rhodora 82:331–344.

Hendrey, G.R.; Baalsrud, K.; Traaen, T.S.; Laake, M.; Raddum, G., 1976. Acid precipitation: some hydrobiological changes. Ambio 5:224-227.

Hendry, R.; Galloway, J.N.; Norton, S.A.; Schofield, C.L.; Burns, D.A.; Schoffer, D.W., 1980. Sensitivity of the eastern United States to acid precipitation impacts on surface waters. Pages 216 et 217 *dans* Drablos, D. et Tollan, A. réd. Compte rendu: Int. Conf. on Ecological Impact of Acid Precipitation. Projet SNSF. Sandefjord, Norvège. 383 p.

Henriksen, A., 1982. Susceptibility of surface waters to acidification. Pages 103-124 *dans* Johnson, R.E. réd. Acid Rain/Fisheries — Compte rendu : Int. Symp. on Acidic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America. American Fisheries Society. Cornell Univ. Ithaca, New York. 357 p.

Henriksen, L.; Oscarson, H.G., 1978. Fish predation limiting abundance and distribution of *Glaenocorisa p. propinqua*. Oikos 31:102-105.

Hill, M.O., 1979*a*. TWINSPAN-A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Ecology and Systematics, Cornell Univ., Ithaca, New York.

Hill, M.O., 1979*b*: DECORANA-A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Ecology and Systematics, Cornell Univ., Ithaca, New York.

Hill, M.O.; Gauch, H.G., 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. Vegetatio 42:47-58.

Holtze, K.E., 1983. Effects of pH and ionic strength on aluminum toxicity to early developmental stages of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Min. de l'Env. de l'Ont., rapport technique. 39 p.

Holtze, K.E.; Hutchinson, N.J., 1987. Biological effects of acidification XII. Comparative tolerance of six native Ontario fish species to hydrogen and Al concentration. Sous presse. Water, Air, Soil Pollut.

Hrbacek, J.; Dvorakova, M.; Korinek, V.; Prochazkova, L., 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. Verh. Int. Ver. Limnol. 14:192-195.

Hunter, M.L.; Jones, J.J.; Gibbs, K.E.; Morning, J.R., 1986. Duckling responses to lake acidification: do black ducks and fish compete? Oikos 47:26-32.

Hurlbert, S.H.; Mulla, M.S., 1981. Impacts of mosquitofish (*Gambusia affinis*) predation on plankton communities. Hydrobiologia 83:125-151.

Hutchinson, T.C.; Havas, M., 1986. Recovery of previously acidified lakes near Coniston, Canada following reductions in atmospheric sulfur and metal emissions. Water, Air, Soil Pollut. 28:319-333.

Hutchinson, T.C.; Whitby, L.M., 1977. The effects of acid rainfall and heavy metal particulates on a boreal forest ecosystem near the Sudbury smelting region of Canada. Water, Air, Soil Pollut. 7:421-438.

IEC Beak., 1985. Utilisation de modèles trophiques et de la structure des communautés planctoniques pour déterminer les effets de l'acidité et de facteurs environnementaux particuliers sur la chaîne alimentaire dans les lacs du Québec. Vol. I et II, Rapport final préparé à l'intention de Pêches et Océans et du Service canadien de la faune, Québec.

Jeffries, D.S., 1984. Atmospheric deposition of pollutants in the Sudbury area. Pages 117-154 *dans* Nriagu, J.O. réd. Environmental impacts of smelters. John Wiley & Sons, New York, New York. 608 p.

Jeffries, D.S., 1986. Évaluation de l'acidification régionale dans les lacs de l'est du Canada d'après les proportions ioniques. Institut national de recherche sur les eaux. Série de contrib., n° 86-79. 19 p.

Jeffries, D.S.; Cox, C.M.; Dillon, P.J., 1979. Depression of pH in lakes and streams in central Ontario during snowmelt. J. de l'Off. des rech. sur les pêch. du Can. 36:640-646.

Jeffries, D.S.; Snyder. W.R., 1981. Atmospheric deposition of heavy metals in central Ontario. Water Air Soil Pollut. 14:133-157.

Kaplan, E.; Thode, H.C.; Protas, A., 1981. Rocks, soils, and water quality. Relationships and implications for effects of acid precipitation on surface water in the northeastern United States. Environ. Sci. Technol. 15:539-544.

Keller, W.; Pitblado, J.R., 1986. Water quality changes in Sudbury area lakes : a comparison of synoptic surveys in 1974-1976 and 1981-1983. Water Air Soil Pollut. 29:285-296.

Kelso, J.R.M.; Minns, C.K., 1982. Current status of lake acidification and its effect on the fishery resources in Canada. Pages 69-82 *dans* Johnson, R.E. réd. Acid Rain/Fisheries — Compte rendu : Int. Symp. on Acidic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America. American Fisheries Society, Cornell Univ. Ithaca, New York. 357 p.

Kelso, J.R.M.; Minns, C.K.; Gray, J.E.; Jones, M.L., 1986*a*. Acidification of surface waters in Eastern Canada and its relationship to aquatic biota. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 87. 42 p.

Kelso, J.R.M.; Minns, C.K.; Lipsit, J.H.; Jeffries, D.S., 1986*b*. Headwater lake chemistry during the spring freshet in north-central Ontario. Water Air Soil Pollut. 29:245-259.

Kerekes, J.J., 1980. Preliminary characterization of three lake basins sensitive to acid precipitation in Nova Scotia, Canada. Pages 232 et 233 *dans* Drablos, D. et Tollan, A. réd. Compte rendu : Int. Conf. on Ecological Impact of Acid Precipitation. Projet SNSF, Sandefjord, Norvège. 383 p.

Kerekes, J.J.; Howell, G.; Pollock, T., 1984. Problems associated with sulphate determination in colored, humic waters in Kejimkujik National Park, Nova Scotia (Canada). Verh. Int. Ver. Limnol. 22:1811-1817.

Kerekes, J.; Beauchamp, S.; Tordon, R.; Pollock, T., 1986. Sources of sulphate and acidity in wetlands and lakes in Nova Scotia. Water Air Soil Pollut. 31:207-214.

Kramer, J.R., 1976. Geochemical and lithological factors in acid precipitation. Pages 611-618 *dans* Proc. of the 1st Int. Symp. on Acid. Precipitation and the Forest Ecosystem. U.S. Dep. Agric. For. Serv. Gen. Tech. Rep. NE-23.

Kwiatkowski, R.E.; Roff, J.C., 1976. Effects of acidity on phytoplankton and primary production of selected northern Ontario Lakes. J. can. de bot. 54:2546-2561.

Langlois, T.H., 1929. Breeding habits of the northern dace. Ecology 10:161-163.

Lemly, A.D.; Smith, R.J.F., 1985. Effects of acute exposure to acidified water on the behavioral response of fathead minnows, *Pimephales promelas*, to chemical feeding stimuli. Aquat. Toxicol. 6:25-36.

Lynch, M.; Shapiro, J., 1981. Predation, enrichment, and phytoplankton community structure. Limnol. Oceanogr. 26:86-102.

Macan, T.T., 1965. Predation as a factor in the ecology of water bugs. J. Anim. Ecol. 34:691-698.

MacCrimmon, H.R.; Wren, C.D.; Gots, B.L., 1983. Mercury uptake by lake trout (*Salvelinus namaycush*) relative to age, growth, and diet in Tademac Lake with comparative data from other Precambrian Shield Lakes. J. can. des sc. hal. et aquat. 40:114-120.

Magnuson, J.J.; Baker, J.P.; Rahel, E.J., 1984. A critical assessment of effects of acidification on fisheries in North America. Phil. Trans. R.Soc. London 305:501-516.

McAuley, D.G., 1986. Ring-necked duck productivity in relation to wetland acidity: nest success, duckling diet and survival. Mémoire de maîtrise ès sciences, Univ. du Maine, Orono, Maine. 71 p.

Mémorandum d'intention, 1983. Mémorandum déclaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontière. Rapport final, janvier.

Menendez, R., 1976. Chronic effects of reduced pH on brook trout (*Salvelinus fontinalis*). J. de l'Off. des rech. sur les pêch. du Can. 33:118-123.

Mills, K., 1984. Fish population responses to experimental acidification of a small Ontario lake. Pages 117-132 *dans* Hendrey, G.R. réd. Early biotic responses to advancing lake acidification, (Acid Precipitation series Vol. 6), Butterworth Publishers, Boston.

Mills, K., 1985. Responses of Lake Whitefish (*Coregonus clupeaformis*) to fertilization of Lake 226, the Experimental Lakes Area. J. can. des sc. hal. et aquat. 42:129-138.

Mills, K.; Chalanchuk, S.M.; Mohr, L.C.; Davies, I.J., 1987. Responses of fish populations in Lake 223 to eight years of experimental acidification. Sous presse. J. can. des sc. hal. et aquat.

Mills, K.H.; Schindler, D.W., 1986. Biological indicators of lake acidification. Water Air Soil Pollut. 30:779-789.

Ministère de l'Environnement, 1978. Water management — Goals, policies, objectives, and implementation procedures of the Ministry of the Environment. Min. de l'Env. de l'Ont. Rapp. techn. 67 p.

Ministère de l'Environnement, 1979. Determination of the susceptibility to acidification of poorly buffered surface waters. Min. de l'Env. de l'Ont. Rapp. techn. 21 p.

Ministère de l'Environnement, 1979. Manuel de méthodes analytiques. Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Ottawa, Ontario, Canada.

Ministère de l'Environnement, 1985. Acid sensitivity of lakes in Ontario — 1985. Min. de l'Env. de l'Ont. Rapp. techn. 23 p.

Minns, C.K., 1981. Acid rain : a preliminary estimate of the risk to Ontario's inland fisheries. Can. Ms. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1622.

Moreau, G.; Barbeau, C., 1983. Zinc, manganese and strontium in opercula and scales of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) as indicators of lake acidification. J. can. des sc. hal. et aquat. 40:1685-1691.

Mossberg, P.; Nyberg, P., 1979. Bottom fauna of small acid forest lakes. Inst. de rech. sur les eaux douces, (Drottningholm) Suède. Rapport n° 58:77-87.

Mount, D.I., 1973. Chronic effect by low pH on fathead minnow survival, growth and reproduction. Water Res. 7: 987-993.

Muniz, J.P.; Leivestad, H., 1980. Acidification effects on freshwater fish. Pages 84-92 *dans* Drablos, D. et Tollan A. réd., Compte rendu : Int. Conf. on Ecological Impact of Acid Precipitation. Projet SNSF, Sandefjord, Norvège. 383 p.

Murphy, S.M.; Kessel, B.; Vining, L.J., 1984. Waterfowl populations and limnologic characteristics of taiga ponds. J. Wildl. Manage. 48:1156-1163.

Neville, C.M., 1985. Physiological response of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*, to acid and aluminum — prediction of field responses from laboratory data. J. can. des sc. hal. et aquat. 42:2004-2019.

Nilsson, S.G.; Nilsson, I.N., 1978. Breeding bird community densities and species richness in lakes. Oikos 31:214-221.

Northcote, T.G.; Walters, C.J.; Hume, J.M.B., 1978. Initial impacts of experimental fish introductions on the macrozooplankton of small oligotrophic lakes. Verh. Int. Ver. Limnol. 20:2003-2012.

Nyholm, N.E.I., 1981. Evidence of involvement of aluminum in causation of defective formation of eggshells and of impaired breeding in wild passerine birds. Environ. Res. 26:368-371.

Nyholm, N.E.I.; Myhrberg, H.E., 1977. Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. Oikos 29:335-341.

Oliver, B.G.; Thurman, E.M.; Malcolm, R.L., 1983. The contribution of humic substances to the acidity of colored natural waters. Geochim. Cosmochim. Acta 47:2031-2035.

Ormerod, S.J.; Tyler, S.J.; Lewis, J.M.S., 1985. Is the breeding distribution of Dippers influenced by stream acidity? Bird Study 32:32-39.

Ormerod, S.J.; Allinson, N.; Hudson, D.; Tyler, S.J., 1986. The distribution of breeding Dippers (*Cinclus cinclus*), in relation to stream acidity in upland Wales. Freshwater Biol. 16:501-507.

Packer, R.K.; Dunson, W.A., 1972. Anoxia and sodium loss associated with the death of brook trout at low pH. Comp. Biochem. Physiol. 41:17-26.

Patterson, J.H., 1976. The role of environmental heterogeneity in the regulation of duck populations. J. Wildl. Manage. 40:22-32.

Pfeiffer, M.H.; Festa, P.J., 1980. Acidity status of lakes in the Adirondack region of New York in relation to fish resources. Prog. Rep. N.Y. State Dep. Environ. Conserv., Albany, N.Y.

Pitblado, J.R.; Keller, W.; Conroy, N.I., 1980. A classification and description of some northeastern Ontario lakes influenced by acid precipitation. J. Great Lakes Res. 6:247-257.

Plan nord-américain de gestion de la sauvagine, Stratégie de collaboration, 1986. Rapport final du Plan nord-américain de gestion de la sauvagine. Service canadien de la faune, U.S. Fish and Wildlife Service. 21 p.

Pope, G.F.; Carter, J.C.H.; Power, G., 1973. The influence of fish on the distribution of *Chaoborus spp.* (Diptera) and density of larvae in the Matamek River System, Québec. Trans. Am. Fish. Soc. 102:707-714.

Post, J.R.; Cucin, D., 1984. Changes in the benthic community of a small precambrian lake following the introduction of yellow perch, *Perca flavescens*. J. can. des sc. hal. et aquat. 41:1496-1501.

Potvin, P.; Grimard, Y., 1983. Étude de la qualité du milieu aquatique de 67 lacs à sauvagine de la région de Schefferville, Québec. Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement, Québec. Rapport PA-8. Envirodoq 840074. 153 p. et annexes.

Pough, F.H.; Wilson, R.E., 1977. Acid precipitation and reproductive success of *Ambystoma* salamanders. Water Air Soil Pollut. 7:307-316.

Rahel, F.J., 1984. Factors structuring fish assemblages along a bog lake successional gradient. Ecology 65:1276-1289.

Rahel, F.J., 1986. Biogeographic influences on fish species composition of northern Wisconsin lakes with applications for lake acidification studies. J. can. des sc. hal. et aquat. 43:124-134.

Rahel, F.J.; Magnuson, J.J., 1983. Low pH and the absence of fish species in naturally acidic Wisconsin lakes : inferences for cultural acidification. J. can. des sc. hal. et aquat. 40:3-9.

Rask, M., 1984*a*. The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. II. The effect of acid stress on different development stages of perch. Ann. Zool. Fenn. 21:9-13.

Rask, M., 1984*b*. The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. III. The perch population in a small, acidic, extremely humic forest lake. Ann. Zool. Fenn. 21:15-22.

Reinecke, K.; Owen, R., 1980. Food use and nutrition of black ducks nesting in Maine. J. Wildl. Manage. 44:549-558.

Robinson, G.D.; Dunson, W.A.; Wright, J.E.; Mamolito, G.E., 1976. Differences in low pH tolerance among strains of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). J. Fish. Biol. 8:5-17.

Rodrigue, J.; DesGranges, J.-L., 1986. Étude de la qualité du milieu aquatique et des composantes biologiques de 81 lacs à sauvagine du Québec méridional. Sous presse : Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement, Québec.

Ross, R.K., 1985. Helicopter vs. ground surveys of waterfowl in the boreal forest. Wildl. Soc. Bull. 13:153-157.

Ross, R.K., 1987. Rapport provisoire sur les dénombrements de couples reproducteurs d'oiseaux aquatiques dans le nord de l'Ontario, de 1980 à 1983. Sous presse. Serv. can. de la faune, Cahier de biologie.

Ross, R.K.; Dennis, D.G.; Butler, G., 1984. Évolution de la population des cinq espèces de canard les plus répandues dans le sud de l'Ontario, de 1971 à 1976. Pages 24-28 *dans* Curtis, S.G., Dennis, D.G. et Boyd, H. réd. Études sur les oiseaux aquatiques en Ontario, de 1973 à 1981. Service can. de la faune. Public. hors série n° 54. 71 p.

Rowe, J.S., 1972. Les régions forestières du Canada. Serv. can. des forêts. Publ. n° 1300. 171 p. + carte.

Ryan, P.M.; Harvey, H.H., 1980. Growth responses of yellow perch, *Perca flavescens*, to lake acidification in the La Cloche Mountain Lakes of Ontario. Environ. Biol. Fishes 5:97-108.

Scheider, W.A.; Jeffries, D.S.; Dillon, P.J., 1979. Effects of acidic precipitation on Precambrian freshwaters in southern Ontario. J. Great Lakes Res. 5:45-51.

Schindler, D.W.; Hesslein, R.H.; Wagemann, R.; Broecker, W.S., 1980. Effects of acidification on mobilization of heavy metals and radionuclides from sediments of a lake. J. can. des sc. hal. et aquat. 37:373-377.

Schindler, D.W.; Turner, M.A., 1982. Biological, chemical and physical responses of lakes to experimental acidification. Water Air Soil Pollut. 18:259-271.

Schindler, D.W.; Mills, K.H.; Malley, D.F.; Findlay, D.L.; Shearer, J.A.; Davies, I.J.; Turner, M.A.; Linsey, G.A.; Cruikshank, D.R., 1985. Long-term ecosystem stress: the effects of years of experimental acidification on a small lake. Science 228: 1395-1401.

Schofield, C.L., 1976. Acid precipitation: effects on fish. Ambio 5:228-230.

Scott, W.B.; Crossman, E.J., 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Office des rech. sur les pêch. du Can. Bull. n° 184, Ottawa, Canada. 1026 p.

Semkin, R.G.; Jeffries, D.S.; Neureuther, R., 1984. Relationships between hydrological conditions and the ionic composition of stream waters in the Turkey Lakes Watershed. Turkey Lakes Watershed Unpub. Rep. Ser. TLW-84-05. 13 p.

Shilts, W.W., 1981. Sensibilité de la roche en place aux précipitations acides : modifications dues aux phénomènes glaciaires. Commission géologique du Canada, Rapport 81-14. 7 p. + cartes.

Siegel, S., 1956. Non-parametric statistics for the behavioral sciences. McGraw-Hill Book Co., Toronto, Ontario. 312 p.

Sjors, H., 1950. On the relation between vegetation and electrolytes in north Swedish mires. Oikos 2:241.

Sneath, H.A.; Sokal, R.R., 1973. Numerical taxonomy: the principles and practice of numerical classification. W.H. Freeman and Co., San Francisco, Calif. 573 p.

Sokal, R.R.; Rohlf, F.J., 1981. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman and Co., San Francisco, Calif. 776 p.

Somers, K.M.; Harvey, H.H., 1984. Alteration of fish communities in lakes stressed by acid deposition and heavy metals near Wawa, Ontario. J. can. des sc. hal. et aquat. 41:20-29.

Spencer, C.N.; King, D.L., 1984. Role of fish in regulation of plant and animal communities in eutrophic ponds. J. can. des sc. hal. et aquat. 41:1851-1855.

Statistical Analysis System Institute Inc., 1982. SAS user's guide: Statistics, 1982 Edition. SAS Institute Inc., Cary, North Carolina. 584 p.

Stephenson, M.; Mackie, G.L., 1986. Lake acidification as a limiting factor in the distribution of the freshwater amphipod (*Hyallela azteca*). J. can. des sc. hal. et aquat. 43:288-292.

Suns, K.; Curry, C.; Russell, D., 1980. The effects of water quality and morphometric parameters on mercury uptake by yearling perch. Min. de l'Env. de l'Ont. Rapp. techn. LTS80-1, Toronto, Ontario. 16 p.

Swanson, G.A.; Meyer, M.I., 1973. The role of invertebrates in the ecology of Anatidae during the breeding season. Pages 143-184 *dans* Compte rendu : Waterfowl Habitat Management Symposium, Moncton, Nouveau-Brunswick.

Swanson, G.A.; Krapu, G.L.; Serie, J.T., 1979. Foods of laying dabbling ducks on breeding grounds, Pages 47-57 *dans* Brookhout, T.A. réd., Waterfowl and wetlands — an integrated review, LaCrosse Printing Co., La Crosse, Wisc.

Tallman, R.F.; Mills, K.H.; Rotter, R.G., 1984. The comparative ecology of pearl dace (*Semotilus margarita*) and fathead minnow (*Pimephales promelas*) in lake 114, the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario, with an appended key to the cyprinids of the Experimental Lakes Area. Can. Ms. Rep. Fish. Aquat. Sci. N° 1756. 27 p.

Thompson, M.E.; Hutton, M.B., 1985. Sulfate in lakes of eastern Canada: calculated yields with measured wet and dry deposition. Water Air Soil Pollut. 24:77-83.

Thorp, J.H., 1986. Two distinct roles for predators in freshwater assemblages. Oikos 47:75-82.

Tonn, W.M., 1985. Density compensation in *Umbra-Perca* fish assemblages of northern Wisconsin lakes. Ecology 66:415-429.

Tonn, W.M.; Magnuson, J.J., 1982. Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. Ecology 63:1149-1166.

Trojnar, J.R., 1977. Egg hatchability and tolerance of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) fry to low pH. J. de l'Off. des rech. sur les pêch. du Can. 34:574-579.

Veith, G.D.; Call, D.J.; Brooke, L.T., 1983. Structure-toxicity relationships for the fathead minnow, *Pimephales promelas*: narcotic industrial chemicals. J. can. des sc. hal. et aquat. 40:743-748.

Verry, E.S., 1981. Acidity of lakes and impoundments in North-central Minnesota. North Central Forest Experiment Station, Res. Note NC-273, St. Paul, Minn.

Vollenweider, R.; Kerekes, J., 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Organisation de coopération et de développement économique, Paris, France. 154 p.

von Ende, C.N., 1979. Fish predation, interspecific predation and the distribution of two *Chaoborus* species. Ecology 60:119-128.

Watt, W.D.; Scott, C.D.; White, W.J., 1983. Evidence of acidification of some Nova Scotian rivers and its impact on Atlantic salmon (*Salmo salar*). J. can. des sc. hal. et aquat. 40:462-473.

Weiderholm, T.; Eriksson, L., 1977. Benthos of an acid lake. Oikos 29:261-267.

Weir, J.S., 1972. Diversity and abundance of aquatic insects reduced by introduction of the fish *Clarias gariepinus* to pools in central Africa. Biol. Conserv. 4:169-175.

Wellein, E.G.; Lumsden, H.G., 1964. Northern forests and tundra. Pages 67-76 dans Linduska, J.P. réd., Waterfowl tomorrow, U.S. Gov. Printing Office, Washington, D.C.

Wells, L., 1970. Effects of alewife predation on zooplankton populations in Lake Michigan. Limnol. Oceanogr. 15:556-565.

Werner, E.E.; Hall, D.J., 1974. Optimal foraging and the size selection of prey by the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). Ecology 55:1042-1052.

Wile, I.; Miller, G., 1983. The macrophyte flora of 46 acidified and acid-sensitive soft water lakes in Ontario. Min. de l'Env. de l'Ont. Rapp. techn. 35 p.

Wile, I.; Miller, G.E.; Hitchin, G.G.; Yan, N.D., 1985. Species composition and biomass of the macrophyte vegetation of one acidified and two acid-sensitive lakes in Ontario. Can. Field-Nat. 99:308-312.

Wishart, D., 1969. An algorithm for hierarchical classifications. Biometrics 25:165-170.

Wright, R.F.; Gjessing, E.T., 1976. Acid precipitation: changes in the chemical composition of lakes. Ambio 5:219-223.

Wright, R.F.; Snekvik, E., 1978. Acid precipitation: chemistry and fish populations in 700 lakes in southernmost Norway. Verh. Int. Ver. Limnol. 20:765-775.

Yan, N.D.; Miller, G.E., 1984. Effects of deposition of acids and metals on chemistry and biology of lakes near Sudbury, Ontario. Pages 243-282 *dans* Nriagu, J.O. réd., Environmental impacts of smelters, John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. 608 p.

Zaret, T.M., 1980. Predation and freshwater communities. Yale University Press, New Haven, Conn.

Zischke, J.A.; Arthur, J.W.; Nordli, K.J.; Hermanutz, R.O.; Standen, D.A.; Henry, T.P., 1983. Acidification effects on macroinvertebrates and fathead minnows (*Pimephales promelas*) in outdoor experimental channels. Water Res. 17:47-63.

Autres publications hors série

N° 1
Les oiseaux protégés au Canada en vertu de la Loi sur la Convention concernant les oiseaux migrateurs, 4e éd. Bilingual publication.
N° de cat. CW69-1/1. Publ. en 1957, rév. en 1980.
N° 2
Noms des oiseaux du Canada. Noms français, anglais et scientifiques. Bilingual publication.
N° de cat. CW69-1/2. Publ. en 1957, rév. en 1972.
N° 3
Use of aerial surveys by the Canadian Wildlife Service, par D.A. Benson.
Épuisé.
N° de cat. CW69-1/3. Publ. en 1963, réimp. en 1966.
N° 4
Queen Elizabeth Islands game survey, 1961, par J.S. Tener.
N° de cat. CW69-1/4. Publ. en 1963, réimp. en 1972.
N° 5
Age determination in the polar bears, par T.H. Manning.
N° de cat. CW69-1/5. Publ. en 1964, réimp. en 1973.
N° 6
A wildlife biologist looks at sampling, data processing and computers, par D.A. Benson.
Épuisé.
N° de cat. R69-1/6. Publ. en 1964.
N° 7
Preliminary report on the effects of phosphamidon on bird populations in New Brunswick, par C.D. Fowle.
Épuisé.
N° de cat. R69-1/7. Publ. en 1965.
N° 8
Birds of Nova Scotia-New Brunswick border region, par G.F. Boyer.
N° de cat. CW69-1/8. Publ. en 1966, réimp. en 1981.
N° 9
Effects of dietary methylmercury on Ring-necked Pheasants, with special reference to reproduction, par N. Fimreite.
N° de cat. R69-/19. Publ. en 1971.
N° 10
Trends in populations of barren-ground caribou over the last two decades: a re-evaluation of the evidence, par G.R. Parker.
N° de cat. CW69-1/10. Publ. en 1971, réimp. en 1972.
N° 11
The Canada migratory game bird hunting permit and related surveys, par D.A. Benson.
N° de cat. R69-1/11. Publ. en 1971.
N° 12
Observations on duck hunting in eastern Canada in 1968 and 1969, par H.J. Boyd.
N° de cat. R69-1/12. Publ. en 1971.
N° 13
Evaluation of ecological effects of recent low water levels in the Peace-Athabasca Delta, par H.J. Dirschl.
N° de cat. CW69-1/13. Publ. en 1972.
N° 14
The Great Cormorants of eastern Canada, par A.J. Erskine.
N° de cat. CW69-1/14. Publ. en 1972.
N° 15
Distribution of barren-ground caribou harvest in north-central Canada, par G.R. Parker.
N° de cat. CW69-1/15. Publ. en 1972.
N° 16
Bird migration forecasts for military air operations, par H. Blokpoel.
N° de cat. CW69-1/16. Publ. en 1973.
N° 17
Waterfowl populations on the Peace-Athabasca Delta, 1969 and 1970, par D.J. Nieman et H.J. Dirschl.
N° de cat. CW69-1/17. Publ. en 1973.
N° 18
Gammarus predation and the possible effects of *Gammarus* and *Chaoborus* feeding on the zooplankton composition in some small lakes and ponds in western Canada, par R.S. Anderson et L.G. Raasveldt.
N° de cat. CW69-1/18. Publ. en 1974.
N° 19
A summary of DDE and PCB determinations in Canadian birds, 1969 to 1972, par M. Gilbertson et L. Reynolds.
N° de cat. CW69-1/19. Publ. en 1974.
N° 20
Development of a simulation model of Mallard Duck populations, par C.J. Walters, R. Hilborn, E. Oguss, R.M. Peterman et J.M. Stander.
N° de cat. CW69-1/20. Publ. en 1974.
N° 21
Use of museum specimens in toxic chemical research, par A.M. Rick.
N° de cat. CW69-1/21. Publ. en 1975.
N° 22
Impoundments for waterfowl, par W.R. Whitman.
N° de cat. CW69-1/22. Publ. en 1976.
N° 23
Minimizing the dangers of nesting studies to raptors and other sensitive species, par R.W. Fyfe et R.R. Olendorff.
N° de cat. CW69-1/23. Publ. en 1976.
N° 24
Waterfowl damage to Canadian grain: current problems and research needs, par L.G. Sugden.
N° de cat. CW69-1/24. Publ. en 1976.
N° 25
Census techniques for seabirds of arctic and eastern Canada, par D.N. Nettleship.
N° de cat. CW69-1/25. Publ. en 1976.
N° 26
Notes on the present status of the polar bear in James Bay and Belcher Islands area, par Charles Jonkel, Pauline Smith, Ian Stirling et George B. Kolenosky.
N° de cat. CW69-1/26. Publ. en 1976.
N° 27
Limnological and planktonic studies in the Waterton Lakes, Alberta, par R. Stewart Anderson et Roderick B. Green.
N° de cat. CW69-1/27. Publ. en 1976.
N° 28
Birds and mammals of the Belcher, Sleeper, Ottawa, and King George Islands, Northwest Territories, par T.H. Manning.
N° de cat. CW69-1/28. Publ. en 1976.
N° 29
Developments in PPS sampling - Impact on current research, par A.R. Sen.
N° de cat. CW69-1/29. Publ. en 1976.
N° 30
Dynamics of snowshoe hare populations in the Maritime Provinces, par Thomas J. Wood et Stanley A. Munroe.
N° de cat. CW69-1/30. Publ. en 1977.
N° 31
Migration and population dynamics of the Peace-Athabasca Delta gold-eye population, par D.B. Donald et A.H. Kooyman.
N° de cat. CW69-1/31. Publ. en 1977.
N° 32
The effects of fire on the ecology of the Boreal Forest, with particular reference to the Canadian north; a review and selected bibliography, par John P. Kelsall, E.S. Telfer et Thomas D. Wright.
N° de cat. CW69-1/32. Publ. en 1977.
N° 33
The ecology of the polar bear *(Ursus maritimus)* along the western coast of Hudson Bay, par Ian Stirling, Charles Jonkel, Pauline Smith, Richard Robertson et Dale Cross.
N° de cat. CW69-1/33. Publ. en 1977.
N° 34
Canvasback habitat use and production in Saskatchewan parklands, par Lawson G. Sugden.
N° de cat. CW69-1/34. Publ. en 1978.

N° 35
The diets of muskoxen and Peary caribou on some islands of the Canadian High Arctic, par Gerald R. Parker.
N° de cat. CW69-1/35. Publ. en 1978.
N° 36
Observations of Mallards in the parkland of Alberta, par Michael F. Sorenson.
N° de cat. CW69-1/36. Publ. en 1978.
N° 37
The wildlife valuation problem: A critical review of economic approaches, par William A. Langford et Donald J. Cocheba.
N° de cat. CW69-1/37. Publ. en 1978.
N° 38
Spatial changes in waterfowl habitat, 1964–74 on two land types in the Manitoba Newdale Plain, par G.D. Adams et G.G. Gentle.
N° de cat. CW69-1/38. Publ. en 1978.
N° 39
Patterns of pelagic distribution of seabirds in western Lancaster Sound and Barrow Strait, Northwest Territories, in August and September 1976, par D.N. Nettleship et A.J. Gaston.
N° de cat. CW69-1/39. Publ. en 1978.
N° 40
Responses of Peary caribou and muskoxen to helicopter harassment, par Frank L. Miller et Anne Gunn.
N° de cat. CW69-1/40. Publ. en 1979.
N° 41
Des communautés aviennes du parc national de la Mauricie, Québec, par J.-L. DesGranges. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/41F. Publ. en 1979.
N° 42
Études écologiques de la population d'ours blancs dans le nord du Labrador, par Ian Stirling et H.P.L. Kiliaan. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/42F. Publ. en 1980.
N° 43
Méthodes de recensement des marmettes, espèce *Uria* : une approche unifiée, par T.R. Birkhead et D.N. Nettleship. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/43F. Publ. en 1980.
N° 44
Études écologiques des populations d'ours blancs dans le sud-est de l'île Baffin, par Ian Stirling, Wendy Calvert et Dennis Andriashek. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/44F. Publ. en 1980.
N° 45
Les polynies dans l'Arctique canadien, par Ian Stirling et Holly Cleator (rédacteurs). Also available in English.
N° de cat. CW69-1/45F. Publ. en 1981.
N° 46
Les Petites Oies blanches de l'est de l'Arctique canadien, par H. Boyd, G.E.J. Smith et F.G. Cooch. Also available in English.
N° de cat.CW69-1/46F. Publ. en 1982.
N° 47
Répartition et abondance des phoques dans la partie orientale de la mer de Beaufort, 1974–1979, par Ian Stirling, Michael Kingsley et Wendy Calvert. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/47F. Publ. en 1983.
N° 48
Le comportement alimentaire de caribou de Peary selon les conditions de la neige et de la glace du printemps, par F.L. Miller, E.J. Edmonds et A. Gunn. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/48F. Publ. en 1982.
N° 49
Étude de quelques techniques importantes d'échantillonnage de la faune, par A.R. Sen. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/49F. Publ. en 1982.
N° 50
Réglementation intensive de la chasse aux canards en Amérique du Nord : but et réalisations, par Hugh Boyd. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/50F. Publ. en 1983.
N° 51
Dimension humaine de la chasse aux oiseaux-gibier migrateurs au Canada, par Fernand L. Filion et Shane A.D. Parker. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/51F. Publ. en 1984.
N° 52
Éléments de la mortalité attribuable à la chasse chez le canard, par G.S. Hochbaum et C.J. Walters. Also available in English.
N° 53
Interprétation des relevés aériens d'oiseaux de mer: certains effets du comportement, par A.J. Gaston et G.E.J. Smith. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/53F. Publ. en 1984.
N° 54
Étude sur les oiseaux aquatiques en Ontario, de 1973 à 1981, par S.G. Curtis, D.G. Dennis et H. Boyd, réd. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/54F. Publ. en 1985.
N° 55
Prises déclarées de canards, d'oies et de bernaches au Canada et aux États-Unis, de 1974 à 1982, par H. Boyd. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/55F. Publ. en 1985.
N° 56
La dynamique des populations de Huards à collier (*Gavia immer*) et les eaux contaminées au mercure dans le nord-ouest de l'Ontario, par J.F. Barr. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/56F. Publ. en 1986.
N° 57
Les Goélands à bec cerclé en Ontario: une nouvelle espèce problème, par H. Blokpoel et G.D. Tessier. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/57F. Publ. en 1986.
N° 58
Les oiseaux de la vallée de Creston et du sud-est de la Colombie-Britannique, par Robert W. Butler, Brian G. Stushnoff et Edward McMackin. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/58F. Publ. en 1986.
N° 59
Estimation de la densité des oiseaux en mer et de la proportion des oiseaux en vol à partir des dénombrements effectués sur des transects de largeur indéterminée, par A.J. Gaston, E.T. Collins, A.W. Diamond. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/59F. Publ. en 1987.
N° 60
Dénombrements de populations reproductrices d'oiseaux aquatiques dans les provinces de l'Atlantique, par Anthony J. Erskine. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/60F. Publ. en 1987.
N° 61
Dénombrement de Petites Oies blanches dans les îles Southampton et de Baffin, T.N.-O., en 1979, par A. Reed, P. Dupuis, G.E.J. Smith. Also available in English.
N° de cat. CW69-l/61F. Publ. en 1987.